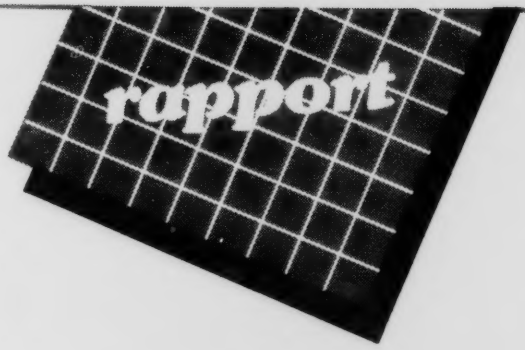


INCIDENCE DE LA GRENAILLE DE PLOMB DANS LES GÉSIERS DE CANARDS, D'OIES ET DE BERNACHES RÉCOLTÉS AU QUÉBEC

par

André B. Lemay
Raymond McNicoll
Réginald Ouellet

Mai 1989

Québec

Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
Direction de la gestion des espèces et des habitats

INCIDENCE DE LA GRENAILLE DE PLOMB DANS LES GESIERS DE CANARDS, D'OIES ET DE BERNACHES RECOLTES AU QUEBEC

par
André B. Lemay
Raymond McNicoll
Réginald Ouellet

Mai 1989

90-01792/

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec
2e trimestre 1989
ISBN:2-550-19879-4

TABLE DES MATIERES

	PAGE
Table des matières	iii
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vii
Résumé	1
Remerciements	3
1. Introduction	4
2. Objectifs	6
3. Problématique	8
3.1 Provenance du plomb	9
3.2 Contamination de la sauvagine	12
3.3 Facteurs qui influencent la contamination	19
3.4 Les effets du plomb sur l'environnement	21
3.5 Contextes de la contamination	25
3.6 L'utilisation de la bille d'acier	27
3.7 Répercussions socio-économiques	29
4. La contamination de la sauvagine dans les régions du Québec	
4.1 Méthodologie	32
4.2 Résultats	32
4.2.1 Saison de chasse 1987	40
4.2.2 Saison de chasse 1988	40
4.3 Discussion	57
Conclusion	74
Bibliographie	79
Annexes	81

LISTE DES TABLEAUX

PAGE

Tableau 1. Chronologie de l'empoisonnement de la sauvagine par les billes de plomb 14

Tableau 2. Correspondance entre la concentration de protoporphyrine IX mesurée à l'aide d'un hématofluoromètre et les signes cliniques d'empoisonnement au plomb du Canard malard 17

Tableau 3. Empoisonnement de différentes espèces d'oiseaux par les plombs de chasse 24

Tableau 4. Nombre de gésiers récoltés dans les différentes régions du Québec 34

Tableau 5. Analyse de la contamination des gésiers des canards, des oies et des bernaches dans les différentes régions administratives du Québec, lors de la saison de chasse 1987 42

Tableau 6. Dénombrement des billes de plomb trouvées dans les gésiers contaminés en 1987 54

Tableau 7. Contenu des gésiers des canards barboteurs abattus en 1987, selon le sexe 55

Tableau 8. Analyse de la contamination de la sauvagine par les billes de plomb dans les différentes régions administratives du Québec, lors de la saison de chasse 1988 58

LISTE DES TABLEAUX (suite)

PAGE

Tableau 9 Dénombrement des billes de plomb trouvées dans les gésiers contaminés en 1988 73

LISTE DES FIGURES

		PAGE
Figure 1.	Enveloppe de collecte des gésiers	annexe
Figure 2.	Localisation des différentes régions échantillonnées	35
Figure 3.	Séparateur utilisé pour dénombrer les billes de plomb	37
Figure 4.	Calibration du débit en vue de réaliser l'analyse des gésiers	37
Figure 5.	Coupe d'un gésier analysé	39
Figure 6.	Récupération du contenu du gésier	39
Figure 7.	Radiographie des gésiers afin de valider la méthode d'analyse à partir du séparateur	41
Figure 8.	Contamination des canards, des bernaches et des oies dans les différentes régions du Québec en 1987	44
Figure 9.	Contamination des différentes espèces dans l'ensemble du Québec en 1987	45
Figure 10.	Contamination des canards barboteurs dans les différentes régions du Québec en 1987	46

LISTE DES FIGURES (SUITE)

		PAGE
Figure 11.	Contamination des canards plongeurs dans les différentes régions du Québec en 1987	47
Figure 12.	Contamination des différentes espèces dans la région de Trois-Rivières en 1987	49
Figure 13.	Contamination des différentes espèces dans la région de Montréal en 1987	50
Figure 14.	Contamination des différentes espèces dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue en 1987	51
Figure 15.	Contamination des canards dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue et au lac Rouyn	52
Figure 16.	Contamination des canards barboteurs de la région de Trois-Rivières selon l'âge et le sexe (saison de chasse 1987)	56
Figure 17.	Contamination des canards, des bernaches et des oies dans les différentes régions du Québec en 1988	60
Figure 18.	Contamination des différentes espèces dans l'ensemble du Québec en 1988	62
Figure 19.	Contamination des canards barboteurs dans les différentes régions du Québec en 1988	64

LISTE DES FIGURES (SUITE)

		PAGE
Figure 20.	Contamination des canards plongeurs dans les différentes régions du Québec en 1988	65
Figure 21.	Contamination des différentes espèces dans la région de Trois-Rivières en 1988	67
Figure 22.	Contamination des différentes espèces dans la région de Montréal en 1988	69
Figure 23.	Contamination des différentes espèces dans la région de l'Outaouais en 1988	70
Figure 24.	Contamination des différentes espèces dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue en 1988	71
Figure 25.	Répartition des prises moyennes (par km^2) de toutes les espèces de canards au Canada en 1974-1975 (tiré de Boyd et Finney, 1979)	75

RESUME

La fréquence de la contamination des gésiers est une valeur révélatrice du problème d'empoisonnement de la sauvagine par le plomb. Une zone ou une région est considérée contaminée lorsque plus de 5% des gésiers récoltés contiennent des billes de plomb.

En 1987, pour l'ensemble des espèces et dans toutes les régions du Québec, on constate que 5,2% (n= 3 315) des canards, des oies et des bernaches examinés ont ingéré au moins un plomb. Certaines régions présentent des valeurs supérieures à la limite critique. Dans la région de Trois-Rivières 9,9% (n=588) des oiseaux sont contaminés. C'est plus de 11% des canards barboteurs de cette région qui sont contaminés. La région de Montréal montre un taux de contamination de l'ordre de 5,7% (n=582). La région de l'Abitibi-Témiscamingue montre un taux de contamination de l'ordre de 11,3% (n=434). Si on examine la contamination par espèce, on constate que le taux d'ingestion des oies et des bernaches (0,3%) et des canards de mer (2%) présente des valeurs marginales. Les canards barboteurs et les canards plongeurs montrent toutefois des valeurs beaucoup plus élevées. Un peu plus de 5% (n=2 199) des canards barboteurs analysés montrent des signes de contamination. Dans le cas des canards plongeurs, on retrouve des grenailles de plomb dans près de 8% des oiseaux (n=641). Les canards barboteurs montrent des signes de contamination dans la région de Trois-Rivières et dans la région de Montréal. Dans le cas des canards plongeurs, on remarque que pour l'ensemble des espèces, et en particulier pour le Petit Morillon et le Grand Morillon, ce sont les régions de Montréal et de l'Abitibi-Témiscamingue qui sont les plus affectées.

Le problème de contamination évalué lors de la saison de chasse 1987 était suffisamment important pour qu'une deuxième année de récolte vienne compléter l'évaluation de la situation québécoise. Cette deuxième année d'analyse montre des taux de contamination supérieurs à ceux observés lors de la première année d'étude. On constate que 6% (n= 5 539) des oiseaux examinés contiennent au moins un plomb. Bien qu'elles montrent une certaine modulation par rapport à la première année d'étude, les trois régions identifiées comme propices à la contamination de la sauvagine fournissent des taux de contamination supérieurs à la limite critique pour une deuxième année consécutive. Ainsi, dans la région de Trois-Rivières, 5,8% (n=1 088) des gésiers contien-

nent au moins un plomb. Cette valeur est moins élevée que lors de la saison de chasse précédente. La région de Montréal, avec une valeur de 5,8% (n=871) de gésiers contaminés présente un portrait comparable à celui de 1987. Dans la région de l'Outaouais, une récolte soutenue a permis d'atteindre un effectif de 926 gésiers, dont 16,5% contenaient au moins un plomb. Cette région présente donc le taux de contamination le plus élevé en 1988. Enfin, les oiseaux de la région de l'Abitibi-Témiscamingue montrent un taux de contamination de l'ordre de 6,3% (n=320). Cette valeur est nettement inférieure à celle de 1987.

La deuxième année de collecte confirme l'existence du problème avec une certaine modulation dans les résultats. Elle ajoute au portrait général, la situation particulièrement inquiétante qui prévaut dans la région de l'Outaouais. Les paramètres étudiés ne permettent pas d'identifier clairement les facteurs qui influencent la contamination des oiseaux. Le Québec offre évidemment des conditions biophysiques différentes de celles du sud des Etats-Unis, là où le problème est le mieux documenté. La situation demeure toutefois préoccupante et il est à tout le moins possible d'établir comme premier constat, que les trois régions méridionales contaminées correspondent aux secteurs fortement recherchés par les chasseurs. C'est donc tout le sud-ouest du Québec qui serait aux prises avec le problème d'ingestion des billes de plomb.

Il est indéniable que les canards de certaines régions subissent les préjudices de la grenaille de plomb. Bien que la récente vision québécoise demeure peu documentée par rapport aux Etats-Unis, les valeurs sont suffisamment éloquentes pour conclure que la proportion de canards abattus dans les régions les plus fréquentées par les chasseurs ingèrent des billes de plomb au-delà des limites jugées comme acceptables. Il ne fait pas de doute que le Québec, à l'instar de ses partenaires canadiens, devra se pencher sur l'utilisation du plomb pour la chasse aux oiseaux migrateurs.

REMERCIEMENTS

Cette étude est le fruit de la collaboration de nombreux intervenants. Nous remercions d'abord les nombreux chasseurs de toutes les régions qui ont récolté les gésiers. Sans cette précieuse récolte, le problème de contamination par le plomb ne serait toujours pas documenté sur le territoire québécois. Nous tenons également à souligner la précieuse collaboration des intervenants régionaux: agents de conservation, techniciens, biologistes; sans eux, nous n'aurions pas atteint les niveaux de récolte nécessaires à une juste évaluation du problème. Nous désirons remercier le docteur Robert Patenaude qui a contribué aux travaux de radiographie, ainsi que Jean-Claude Bourgeois, Sylvie Desjardins, Daniel Dolan, Jean-Pierre Le Bel, Michel Lepage et Guy Verreault qui ont revisé le document.

INTRODUCTION

Peut-on être surpris de la décision du Congrès américain qui vient de statuer qu'à compter de 1991, il sera interdit à quiconque d'utiliser des cartouches contenant des billes de plomb pour chasser les oiseaux migrateurs sur l'ensemble du territoire américain ? ...

Introduire une étude sur la contamination de la sauvagine par la grenaille de plomb, c'est soulever un problème brûlant d'actualité... et pourtant connu depuis près d'un siècle. En effet, aux Etats-Unis, l'empoisonnement au plomb est l'une des causes de mortalité les plus courantes, dont les premières pertes signalées remontent à 1894, au lac Surprise et au lac Stephensen, dans l'état du Texas. Depuis cette époque, l'empoisonnement au plomb a été signalé chez un grand nombre d'espèces d'oiseaux migrateurs et dans différentes régions géographiques de ce pays voisin.

Malgré les recherches intensives et les orientations prises par les américains au cours des dernières décennies, la situation canadienne et particulièrement celle qui prévaut au Québec demeure peu documentée. Cette étude tente donc de dresser le portrait général de l'incidence de la contamination de la sauvagine par la grenaille de plomb dans les différentes régions du Québec. Elle fournit d'abord un aperçu du problème de la contamination et de ses effets biologiques sur la sauvagine à partir de la littérature existante. Puis, elle discute des avantages et des inconvénients liés au remplacement de la grenaille de plomb par la bille d'acier.

La deuxième section du document traite de l'échantillonnage et de l'analyse des gésiers récoltés dans l'ensemble des régions. Ainsi, malgré l'écart entre l'évaluation de la situation québécoise et celle de nos voisins, l'étude repose sur deux années de récolte de gésiers. L'évaluation du problème s'appuie sur l'analyse de plus de 8 800 gésiers. L'effort de récolte consenti par les nombreux chasseurs permet donc de juger de l'ampleur du problème à partir d'un échantillonnage relativement important.

A partir des informations récoltées en sol québécois, le document discute de la méthodologie et analyse les résultats en fonction de critères élaborés par le Fish and Wildlife Service des Etats-Unis. Ainsi, muni d'un portrait plus juste de l'incidence des billes de plomb sur la sauvagine, il sera possible, pour les différents intervenants, de prendre position sur l'utilisation de la grenaille de plomb comme munition lors de la chasse à la sauvagine.

2. OBJECTIFS

Lors des premiers jours de chasse de l'automne 1991, quels types de projectiles seront utilisés par les chasseurs québécois: des billes de plomb ou des billes d'acier ?... Déjà, lors de la période automnale 1988, une différence marquée a distingué les chasseurs qui se côtoieront sur la frontière du lac Champlain; au sud, les adeptes du gibier d'eau seront munis de billes d'acier et au nord, on utilisera la bille de plomb. Mais cette frontière est-elle significative du point de vue biologique ? La section du lac située en territoire canadien comporterait-elle des particularités qui la soustraieraient aux problèmes de contamination ?... La décision du Congrès américain d'interdire le plomb serait-elle prématurée ?...Les objectifs de l'étude visent principalement à documenter la contamination par la grenaille de plomb sur le territoire québécois.

De par les traités et les conventions qui unissent le Canada et les Etats-Unis, il est probable que nous devrons tôt ou tard envisager la possibilité d'une conversion à la bille d'acier. Du moins, une position conservatrice devra être étayée de données scientifiques justifiant notre non-conversion. Or, nous disposons d'un délai relativement court pour étoffer notre position, surtout que nos voisins ont bâti leur position sur de très nombreuses études, échelonnées sur plusieurs décennies. La position du Québec doit tenir compte d'une littérature abondante; l'étude vise donc également à rendre compte des informations puisées en littérature.

Se greffent aux objectifs principaux, un désir de partager les informations, d'abord avec les gestionnaires de la faune qui auront à promouvoir une position cohérente, mais aussi avec les nombreux utilisateurs de la ressource avienne: chasseurs, ornithologues, pour qui la conservation de la ressource revêt une grande importance.

L'objectif principal de l'étude étant de documenter la contamination de la sauvagine par les grenailles de plomb, l'analyse utilise les barèmes proposés par le U.S. Fish and Wildlife Service (U.S. FWS, 1986) et qui servent à identifier les régions où la sauvagine montre des signes de contamination inquiétants. Cette recherche ne tente toutefois pas d'élucider les controverses qui font encore l'objet de discussions dans la communauté scientifique. Cependant, de par l'image factuelle qu'elle fournit, l'étude permettra aux gestionnaires de la ressource faunique de prendre part au débat et de participer à l'élaboration de moyens efficaces qui sauront contrer les problèmes liés à l'utilisation du plomb lors de la chasse à la sauvagine.

3. PROBLEMATIQUE

Le plomb est un des plus vieux contaminants connus. Les premiers diagnostics furent décrits sous l'Empire romain, alors que le plomb entrait dans la fabrication des conduites d'aqueduc. Plus tard, la contamination a été associée à l'utilisation du plomb dans les peintures et les glaçages utilisés sur les poteries. Plus récemment, la contamination étendue de l'environnement par l'utilisation de carburants contenant du plomb a reçu une grande attention de la part des nations industrialisées. Les effets biochimiques du plomb sur les organismes vivants sont donc bien connus.

L'empoisonnement de la sauvagine par le plomb est aussi un phénomène bien documenté. Les premières pertes ont été signalées à la fin du siècle dernier. Une des premières études, publiée en 1919 par Wetmore (in U.S. FWS, 1976), signale que les grenailles de plomb contenues dans les cartouches empoisonnent de nombreux canards chaque année. Dès cette époque, l'auteur signale que le Canard malard (Anas platyrhynchos), le Canard noir (Anas rubripes) et le Canard pilet (Anas acuta) étaient fréquemment empoisonnés par le plomb. En 1948, près de 3 000 Canards malards meurent empoisonnés dans une localité de l'Illinois; ce désastre écologique incite alors les compagnies de munitions et les gestionnaires de la faune à entreprendre des recherches sur le problème (U.S. FWS op. cit.).

Dans une étude portant sur un suivi étalé sur 20 ans, Bellrose (1959), signale 34 cas d'empoisonnements massifs, chacun provoquant la mort de 100 à 16 000 oiseaux. Dans les décennies qui ont suivi, de nombreux cas de morta-

lité par le plomb ont été observés à travers les Etats-Unis, particulièrement dans la voie de migration du Mississippi. Enfin, lors des dernières années, l'empoisonnement de la sauvagine par les plombs de chasse a été noté dans les principaux sites de chasse aux oiseaux aquatiques, partout à travers le monde. Des cas de mortalité ont été signalés dans plusieurs marais des îles britanniques, du Danemark, de Suède, de France, d'Italie et d'Espagne. Le problème semble donc étendu.

Selon le U.S. Fish and Wildlife Service (1985), le problème d'intoxication de la sauvagine par la grenaille de plomb résulte de l'ingestion de 1 à 15 billes, plus souvent 1 ou 2, qui inflige des modifications physiologiques échelonnées sur deux à trois semaines et qui se terminent très souvent par la mort de l'animal. Selon Bellrose (1959), entre deux et trois pourcent des populations de toutes les espèces seraient décimées suite à cette contamination.

3.1 Provenance du plomb

Le plomb est largement répandu dans l'environnement; sa concentration et sa distribution sont intimement associées aux activités humaines. La preuve scientifique à l'effet que le plomb contenu dans les cartouches de chasse soit la cause de l'empoisonnement des oiseaux migrateurs est très accablante et, selon la communauté scientifique américaine, ne fait aucun doute. La disponibilité des grenailles de plomb perdues dans l'environnement et le risque qu'elles causent des préjudices à la sauvagine dépendent toutefois de plusieurs facteurs. La pression de chasse, le type de substrat de la terre humide, la profondeur de l'eau, la vitesse de sédimentation et le couvert de glace sont des facteurs qui influencent nettement la disponibilité des billes de plomb.

On associe généralement le fort pourcentage de billes dans les gésiers des oiseaux migrateurs, à la pression de chasse exercée sur le territoire

contaminé. Cela revient à dire que plus il y aura de chasseurs, plus il y aura de grenailles déposées dans le marais, et plus elles seront disponibles pour la sauvagine. Selon le U.S. FWS (1976), c'est plus de 3 000 tonnes de plomb qui sont répandues annuellement sur le territoire américain. Cette estimation est calculée à partir du nombre moyen de cartouches utilisées pour abattre un oiseau et du nombre total d'oiseaux abattus chaque année. Friend (non daté), estime que près d'une demi-livre (250 g) de plomb est perdue pour chaque oiseau abattu. Au Québec, selon les estimations de Verreault (1987), les 61 000 chasseurs d'oiseaux migrateurs assaisonnent leur territoire d'une cinquantaine de tonnes de plomb.

Puisque le fort pourcentage de billes dans les gésiers d'oiseaux migrateurs est associé à l'effort de chasse, la superficie des zones de déposition influence la densité des billes et donc la probabilité qu'elles soient ingérées. Bellrose (1959), a analysé la disposition des billes de plomb selon la superficie des différentes aires utilisées par la sauvagine. Ces travaux fournissent des densités de billes quelquefois supérieures à 1 bille par pied^2. L'auteur signale que des concentrations égales à 1 bille par 2 ou 3 pieds^2 sont fréquentes sur les territoires utilisés lors de la période de chasse. Une contamination des zones de chasse de l'ordre de 30 000 à 122 000 billes par acre a été recensée dans l'état du Missouri (U.S. FWS, 1976). Il est probable que les habitats de petites superficies, fortement utilisés par la sauvagine et recherchés par les chasseurs sportifs qui y laissent une grande quantité de grenailles de plomb, présentent un taux de contamination élevé. Cette hypothèse est particulièrement importante lorsqu'on désire analyser le problème dans le contexte québécois.

Si la quantité de billes influence la probabilité qu'elles soient ingérées par la sauvagine, leur disposition sur les aires d'alimentation contribue à accentuer le problème. Dispersées dans un substrat mou et dans des conditions de sédimentation élevées, les billes seront moins disponibles pour la plupart des espèces. Toutefois, le comportement des oiseaux interfère

avec ces observations; les barboteurs qui se nourrissent de végétation et d'invertébrés à la surface ou dans la colonne d'eau, sont moins vulnérables à l'ingestion de plombs que certains canards plongeurs qui peuvent chercher leur nourriture dans les 10 ou 15 premiers centimètres de substrat (U.S. FWS, 1985).

De nombreux auteurs discutent du degré d'enfoncement des billes dans les différents types de substrat et de leur recouvrement par la sédimentation de la matière en suspension. Dans une étude traitant du degré d'enfoncement des billes de plomb dans le substrat d'un marais, Low et Studinski (1967) montrent qu'il n'y a pas de différence significative dans le degré d'enfoncement des différentes grosseurs de plomb. Les auteurs ajoutent que la grosseur des billes et leur disposition éventuelle dans le substrat n'influencent probablement pas la probabilité de leur ingestion par la sauvagine.

La littérature américaine signale que dans la plupart des zones contaminées, la fréquence de contamination des gésiers est demeurée relativement égale au cours des dernières décennies. Ce phénomène laisse croire que les plombs ingérés par la sauvagine sont déposés lors de la saison de chasse en cours. La contamination ne semble pas reliée à l'accumulation du plomb lors de plusieurs années de déposition. Le recouvrement des plombs par les sédiments expliquerait ce phénomène. Toutefois, l'accumulation des plombs sur les terres agricoles peut être le fruit de plusieurs années de déposition lorsque les pratiques agricoles ramènent les plombs à la surface du sol (U.S. FWS, op. cit.).

S'il n'y a pas de différence dans le degré d'enfoncement selon la grosseur des billes de plomb utilisées, il en est autrement lorsqu'on étudie ce degré d'enfoncement en fonction de la dureté du substrat. Bellrose (1959) a vérifié le phénomène dans deux types de substrats; il conclut qu'après une année, la plupart des billes se sont enfoncées de plus de deux centimètres

dans un substrat vaseux alors qu'elles demeurent près de la surface dans un substrat plus dur.

3.2 Contamination de la sauvagine

Les oiseaux qui s'alimentent dans les étangs, dans les terres humides avoisinantes ou dans les champs, peuvent ingérer les billes de plomb qui ont été déposées auparavant. La forme la plus commune d'intoxication découle de l'ingestion de 1 à 15 billes de plomb par les oiseaux, l'ingestion de 1 ou 2 billes demeure toutefois la forme de contamination la plus fréquente. Ces billes, ingérées accidentellement lorsque l'oiseau s'alimente, passent dans l'oesophage et atteignent le gésier. Sous l'action de ce puissant muscle de l'estomac et en présence des enzymes et des acides, les billes sont érodées et broyées. La digestion et la transformation des billes en sels de plomb rend l'assimilation possible (U.S. FWS, 1976). Les mécanismes biochimiques déclenchent alors les symptômes caractéristiques de la maladie.

Le plomb possède de fortes affinités avec plusieurs composantes biochimiques présentes dans les organismes vivants; il interfère dans certains processus chimiques. Non seulement le plomb affecte-t-il la formation de l'hémoglobine mais en plus, les membranes des globules rouges (érythrocytes) produites sont anormales. Ces cellules ainsi formées présentent des malformations qui les rendent inaptes à transporter l'oxygène. Plusieurs de ces érythrocytes ont une durée de vie très courte. Rapidement, des conditions d'anémie apparaissent chez l'animal contaminé. Ces conditions peuvent à leur tour provoquer des séquelles aux vaisseaux sanguins et, subséquemment, endommager les muscles du coeur pour provoquer un infarctus. L'accumulation d'érythrocytes déformés et brisés provoque une accumulation d'hémosiderine dans les tissus, principalement ceux du foie. Du même coup, le plomb accumulé dans les cellules du foie interfère avec la production de protéines (U.S. FWS, 1985).

Les symptômes associés à la présence de plomb dans l'organisme de l'oiseau sont décrits par de nombreux auteurs (U.S. FWS, 1976; U.S. FWS,1985; Nadeau, 1987; Friend, non daté). De un à trois jours suivant l'ingestion de la bille de plomb, les sucs digestifs et l'action de broyage du gésier se combinent pour réduire la plus grande partie de ces plombs en des sels de plomb. Ces sels atteignent les vaisseaux sanguins et sont transportés dans l'organisme. Ils atteignent alors les différents organes vitaux comme le coeur, le foie et les reins. Au cours des quatre à dix jours suivants, il y a souvent paralysie du système digestif et une occlusion alimentaire se produit. L'oesophage se remplit alors de nourriture non digérée; les excréments prennent aussi une coloration verdâtre caractéristique.

Entre le septième et le dizième jour, la dépression s'installe et les oiseaux cherchent à s'isoler et à se cacher; ils sont alors très vulnérables aux prédateurs. Au quatorzième jour, les oiseaux deviennent incapables de voler. Entre le quatorzième et le vingtième jour, l'oiseau a épuisé ses réserves de graisse et la perte de tissus musculaires entraîne une diminution de poids de l'ordre de 30 à 40 %. Enfin, à la fin de cette période, les oiseaux qui ont survécu à la prédation meurent des suites des effets toxiques du plomb. Le tableau 1 résume les différents symptômes associés à l'ingestion des billes de plomb.

Il ressort de la description des caractéristiques de la maladie, que l'intoxication est un processus graduel qui est largement masqué par l'effet des prédateurs. De spectaculaires taux de mortalité surviennent rarement et sont difficiles à observer. Ainsi, comme le signale Friend (non daté), si l'empoisonnement est facile à diagnostiquer, les signes de mortalité sont moins visibles. En effet, chaque cas d'empoisonnement résultant de l'ingestion de billes de plomb de chasse est un cas isolé et le temps qui s'écoule avant le décès est d'environ trois semaines. Durant cette période, la mobilité de l'oiseau atteint est sérieusement réduite et il devient une proie facile pour un grand nombre de prédateurs. Plus sa mobilité diminue,

Tableau 1: Chronologie de l'empoisonnement de la sauvagine par les billes de plomb (U.S. FWS in Nadeau, 1987)

Jours	Symptômes
0	·ingestion des billes de plomb;
1-3	·érosion des billes dans le gésier; absorption des sels de plomb dans le sang; ·le plomb est excrété par les reins;
4-10	·le plomb se retrouve dans le foie et les os; ·paralysie de la partie supérieure du tractus gastro-intestinal; ·mauvais fonctionnement de la vésicule biliaire; ·diarrhée verdâtre;
7-10	·dépression; ·les oiseaux cherchent à s'isoler et à se cacher;
10-14	·perte de l'habilité au vol; ·changement dans la voix; ·perte de poids;
14-20	·les dépôts graisseux sont épuisés; ·atrophie marquée des muscles pectoraux; ·perte de poids de 30 à 40%;
17-21	·coma; ·mort.

plus l'oiseau cherche à se cacher, ce qui réduit encore plus les signes d'empoisonnement des oiseaux. L'auteur signale que le Missouri Department of Conservation a constaté que de 80 à 90 % des carcasses examinées sur le terrain avaient été la cible de prédateurs dans les cinq jours et que plus de la moitié avaient disparu complètement. Ainsi, les cas de mortalité massive et simultanée sont plutôt le fruit d'une combinaison de facteurs et se produisent rarement.

Certains traits caractéristiques suggérant que les oiseaux ont été contaminés par les plombs de chasse peuvent être observés sur le terrain. Il s'agit, dans certains cas, d'oiseaux dont le poids est très faible, et dont les os de la poitrine sont proéminents. Ces symptômes indiquent généralement que l'animal a épuisé ses graisses. D'autres comportements peuvent révéler le problème de contamination. Ainsi, les petits regroupement d'oiseaux qui sont à l'écart des autres assez tard lors de la saison de chasse, leur répugnance à voler et lorsque l'envol est pris, l'incapacité à voler sur de grandes distances sont d'autres signes à observer sur le terrain. Il faut aussi prêter une attention particulière aux oiseaux qui restent sur place alors que les autres ont quitté le secteur. Enfin un dernier signe évident de la contamination est la position anormale des ailes. Dans les premières étapes de l'empoisonnement, les ailes sont placées de façon à ce qu'elles forment une sorte de toit. A mesure que la maladie progresse, les ailes pendent le long du corps et les pointes tombent au niveau de l'articulation (Friend, non daté).

Puisque l'observation directe du comportement ou de la physionomie des oiseaux contaminés ne pourrait permettre une juste évaluation du problème, c'est plutôt à partir de l'examen des pièces anatomiques qu'on réussit à évaluer de façon plus évidente, l'ampleur du problème. Différentes analyses permettent de confirmer la contamination de la sauvagine par le plomb. Le U.S. Fish and Wildlife Service (1976) signale que le plomb se loge dans les os des oiseaux et peut être présent en quantité variable dépendamment de plusieurs facteurs. White et Stendell (1977), rétorquent qu'il est difficile,

voire impossible, de distinguer la source du plomb contenu dans les os; il peut provenir de plomb ingéré, mais aussi de différentes autres sources polluantes.

La méthode élaborée par Roscoe et al. (1979), mesure la concentration de protoporphyrine dans le sang, à l'aide d'un hématofluoromètre. Le plomb inhibe l'enzyme responsable de l'incorporation du fer à la protoporphyrine IX. Ce dérèglement enzymatique provoque une augmentation du taux de protoporphyrine IX dans les globules rouges qu'il est possible de mesurer à l'aide de l'instrument. Originellement conçu pour vérifier l'intoxication humaine par le plomb, cet instrument est modifié en fonction des particularités du sang des oiseaux. Les auteurs affirment que lorsque le niveau de protoporphyrine s'élève à 40 µg/dl, l'oiseau a ingéré l'équivalent d'au moins une bille de plomb approximativement, de 2 jours à un mois précédent le test. Les auteurs associent aussi certaines concentrations de protoporphyrine aux symptômes d'empoisonnement (tableau 2). Selon Scheuhammer (1987, en préparation), compte tenu de la facilité d'utilisation de la méthode, et de son degré élevé d'exactitude, la méthode de mesure de la concentration de protoporphyrine dans le sang est la façon la plus exacte de vérifier la contamination par les plombs de chasse.

Une autre technique qui permet d'évaluer la contamination des oiseaux consiste à vérifier les concentrations de plomb dans le foie. Comme le signale Windingstad et Hinds III (1987), la méthode cherche à vérifier la concentration du plomb à l'aide d'un spectrophotomètre. Les concentrations supérieures à 6 ppm sont utilisées comme valeurs indicatrices de l'intoxication.

L'analyse des gésiers constitue une confirmation visuelle de l'ingestion de billes de plomb. Toutefois, il faut préciser que compte tenu des laps de temps nécessaires à la digestion des billes, plusieurs canards contaminés

Tableau 2. Correspondance entre la concentration de protoporphyrine IX mesurée à l'aide d'un hématofluoromètre et les signes cliniques d'empoisonnements au plomb du Canard malard (tiré de Roscoe et al., 1979.

Protoporphyrine IX (µg/dl)	Symptômes
≥ 801	·mort de l'oiseau; ·incapacité à se tenir sur ses pattes ou de voler; ·ailes et queue tombantes; ·perte de la voix; ·diarrhée verte.
501-800	·faiblesses musculaires; ·l'oiseau se fatigue rapidement; .la queue tombe légèrement; ·diarrhée verte; ·démarche instable;
201-500	·hyperexctabilité; ·diarrhée verte;
40-200	·diarrhée verte;
0-39	·pas de symptôme.

peuvent ne plus avoir de billes dans le gésiers, ces dernières étant dissoutes et le plomb étant assimilé par l'organisme ou encore tout simplement éliminées dans les fèces. A l'inverse, certains canards dont le gésier comporte des plombs ne présentent pas nécessairement de symptômes. Malgré cette imprécision, il est certain que l'inspection des gésiers est une méthode qui permet de révéler indiscutablement le problème de contamination à partir de la grenaille de plomb. Cette méthode a le très grand avantage d'utiliser les pièces anatomiques fournies par les chasseurs, elle s'avère économique et

permet de récolter un échantillon important dans un laps de temps relativement court.

L'examen des gésiers permet de déterminer l'acuité du problème de contamination. Comme le signale le U.S. FWS (1985), les zones contaminées par la grenaille de plomb furent initialement évaluées à partir des pressions de chasse exercées sur ces territoires et du taux de déposition des plombs. Puisque les critères utilisés devaient permettre d'identifier les secteurs de bannissement de la bille de plomb, les informations tirées de ces critères étaient nettement insuffisantes et ne pouvaient rendre compte adéquatement du problème: la présence du plomb dans l'habitat ne signifie pas nécessairement que les oiseaux sont contaminés. La fréquence de la contamination des gésiers est une valeur plus révélatrice. Selon ce critère, **une zone ou une région est considérée comme contaminée lorsque plus de 5% des gésiers récoltés contiennent des billes de plomb**. Cette valeur est généralement acceptée pour identifier les zones problématiques. Dennis et North (1987), précisent cette valeur critique. En se basant sur des discussions tenues avec le U.S. FWS, ils signalent qu'une zone peut être considérée comme problématique lorsque la fréquence d'ingestion du plomb est supérieure à 5% chez les canards barboteurs; la contamination des canards plongeurs ne leur paraît pas significative, compte tenu de leur diète alimentaire, composée principalement de protéines, qui les rend plus résistants à l'empoisonnement. Toutefois, la plus grande résistance des canards plongeurs à l'empoisonnement ne diminue en rien le problème de contamination d'une région par les billes de plomb, puisqu'il est alors bien présent dans l'environnement.

Dans des discussions tenues à Hull (Bailey, 1988 non publié), certains spécialistes ont signalé que des études américaines en cours de réalisation tendent à suggérer que la limite de contamination fixée à 5% était arbitraire et n'était pas basée sur des études quantitatives. De plus, il se pourrait que les canards ayant ingéré des plombs soient plus vulnérables à la chasse. La proportion des gésiers contaminés seraient, selon certains avis, suréva-

luée. Les résultats des études qui tendent à soutenir ces hypothèses sont toutefois très préliminaires et devront être mieux documentées. Cette hypothèse demeure au coeur de la controverse. On peut admettre que le taux de contamination fourni par l'analyse des gésiers ne correspond pas nécessairement au taux de contamination de la population totale. **Toutefois, compte tenu des nombreuses études américaines, il est probable que cette fréquence d'ingestion de grenaille de plomb (5%) représente un repère fiable qui révèle un problème de contamination suffisant pour initier des prises de position.** Ce repère a été largement utilisé dans le choix des "nontoxic zone" définies dans les différents états américains où l'utilisation des grenailles de plomb fut interdite.

3.3 Facteurs qui influencent la contamination

La fréquence de l'empoisonnement par le plomb est, comme nous l'avons mentionné précédemment, influencée par la densité de population des différentes espèces de canards et par la concentration de chasseurs. En plus des facteurs physiques qui influencent la disponibilité des billes dans le substrat et des facteurs comportementaux qui agissent sur la préhension de la bille, la diète influence l'empoisonnement des différentes espèces de sauvagine.

Selon Jordan et Bellrose (1950), la diète est le facteur le plus marquant dans l'empoisonnement et la mort éventuelle des oiseaux. Les expériences tentées consistaient généralement à introduire des plombs de chasse à l'alimentation de différents groupes de canards soumis à des diètes différentes. Les régimes alimentaires étaient généralement composés de grains pour un des groupes visés et de végétation verte pour le deuxième groupe. La conclusion générale de ces études (Irby et al., 1967; Holmes, 1975) tend à démontrer que la sauvagine qui se nourrit de grains, principalement de maïs, est plus susceptible à l'empoisonnement par le plomb que celle qui se nourrit d'une diète faible en grains. Une nourriture riche en protéines prévient

l'empoisonnement de façon plus efficace que celle principalement composée de glucides. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle les canards plongeurs sont moins sensibles à l'empoisonnement.

Certains auteurs ont discuté du rôle du gravier dans l'intoxication au plomb (Wetmore, 1919; Jordan, 1951; Beer and Stanley, 1965). Il semble que la quantité de gravier ingéré influence l'effet contaminant du plomb; les canards ayant absorbé du gravier érodent plus rapidement les billes de plomb mais tendent aussi à les éliminer plus rapidement. Ces canards montrent alors un taux de mortalité moins élevé que ceux n'ayant pas absorbé de gravier, les symptômes associés au contaminant apparaissent toutefois plus rapidement et la mort survient dans un laps de temps plus court. Godin (1967 in U.S. FWS, 1986), signale que l'incorporation de gravier contenant beaucoup de calcium (présence de coquillages) tend à modifier la toxicité du plomb. Une étude réalisée sur des canards en captivité alimentés avec des billes de plomb (Sanderson, 1983 in Nadeau, 1987), montre qu'après 30 jours, le pourcentage de mortalité est plus élevé chez les canards dont la diète ne comporte pas de sable (88,9%) comparativement à ceux où une quantité de sable était ajoutée à la diète (36,4%).

Malgré un taux de contamination élevé, il semble que certains ciseaux réussissent à survivre et même à poursuivre leur migration. Ainsi, les résultats préliminaires fournis par Dennis (1987, non publié) laissent croire que malgré des concentrations supérieures à 40 µg/100 ml, certains canards parviendraient à poursuivre leur migration. L'étude a été initiée à l'été 1982 au lac St-Clair (Ontario), elle cherche à vérifier le taux de survie du Canard malard intoxiqué par la grenaille de plomb. Dans cette région, le taux de contamination des gésiers de canards barboteurs examinés est de 7.2%. L'étude qui consiste à analyser les échantillons de sang selon la méthode du fluoromètre, fournit des résultats qui laissent supposer qu'il existerait une faible différence entre le taux de survie à court et à long terme, des canards

contaminés. L'auteur indique que la taille de l'échantillon est trop faible pour tirer des conclusions définitives.

Enfin, il existe d'autres facteurs d'ordre physiologique qui influencent la contamination de la sauvagine par les plombs de chasse. La toxicité dépend entre autres de la taille de l'oiseau et de sa condition physique, ainsi que des facteurs environnementaux. Les canards dont la condition physique est déficiente et qui se trouvent en situation de stress environnemental, sont plus sujets aux effets toxiques des billes ingérées.

3.4 Les effets du plomb sur l'environnement

En milieu naturel, il est fréquent qu'un problème environnemental produise des effets sur des composantes qui ne sont pas directement touchées par un contaminant. L'intoxication de la sauvagine par le plomb ne fait pas exception à la règle; elle joue un rôle important dans la transmission de l'empoisonnement de certains prédateurs, notamment de l'Aigle à tête blanche (Haliaetus leucocephalus).

Les plombs ingérés et contenus dans le gésier ou fixés dans la chair des canards blessés les rendent disponibles aux prédateurs. Pattee et Hennes, (1983 in U.S. FWS, 1986) discutent largement de la relation qui existe entre la contamination de la sauvagine et celle de l'aigle. Les auteurs signalent que la sauvagine est une importante source de plomb sous forme de grenaille. La consommation du tractus gastro-intestinal d'un canard contaminé est responsable de la contamination de quelques aigles, toutefois ce type d'intoxication est plutôt rare. La contamination de l'Aigle à tête blanche est vraisemblablement liée à l'ingestion des plombs logés dans la chair des canards blessés et non récupérés par les chasseurs.

Dans l'ensemble de son aire de distribution, les poissons, principalement les spécimens morts ou blessés, constituent la principale source

alimentaire de l'Aigle à tête blanche. Cet oiseau demeure toutefois un prédateur et un charognard opportuniste qui ajuste son alimentation en fonction de la disponibilité des ressources. Ainsi, dans les aires de concentration de sauvagine, les canards et les oies constituent une bonne part de son alimentation. Cette ressource devient particulièrement importante dans les aires d'hivernement, alors que les canards blessés et morts sont facilement disponibles.

L'empoisonnement des prédateurs par la grenaille de plomb n'a été documenté que récemment. Le phénomène est moins connu que l'empoisonnement de la sauvagine. L'estomac des oiseaux de proie n'est pas aussi développé que celui de la sauvagine. Toutefois, l'acidité extrême des sucs gastriques de leur estomac permet une érosion des billes et une transformation en sels de plomb; les symptômes caractéristiques apparaissent quelque temps plus tard et mènent très souvent à la mort de l'oiseau.

Le déclin des populations d'Aigle à tête blanche dans la plus grande portion de l'Amérique du Nord est attribué en très grande partie au problème de reproduction associé à l'utilisation du DDT. En 1978, plusieurs états américains ont inscrit l'espèce sur la liste des espèces menacées. Compte tenu de l'interdiction d'utiliser le DDT depuis 1972, l'effet de ce contaminant et de ses dérivés présente moins de menaces pour l'espèce et lors des dernières années, les populations ont excédé légèrement la production minimale nécessaire à la survie de l'espèce. Comme le signale le U.S. FWS (1986), des efforts de réhabilitation ont été entrepris dans de nombreux états américains; ils visent à augmenter le nombre de couples, la production de jeunes et à protéger les aires d'hivernement. Dans ce contexte, l'empoisonnement des oiseaux par les billes de plomb soulève une inquiétude bien légitime.

Comme l'indique Platt (1977 in U.S. FWS op. cit.), les grenailles sont fréquemment ingérées par l'Aigle à tête blanche; soixante-dix pourcent des pelotes de déjection examinées en Utah contenaient une ou plusieurs billes de

plomb. Selon le National Wildlife Health Laboratory, entre 1963 et 1984, l'empoisonnement par le plomb a fourni plus de 52 % de tous les cas d'empoisonnement analysés. Il ne fait pas de doute que l'interdiction de la bille de plomb pour la chasse à la sauvagine aux Etats-Unis, est associée à la protection des espèces menacées, entre autres l'Aigle à tête blanche.

Au Canada et plus particulièrement au Québec, la situation de cette espèce est très peu documentée. Seymour (in Bailey, 1988) a étudié les populations d'Aigle à tête blanche et d'Aigle pêcheur nichant sur la côte est du Canada pendant de nombreuses années. L'observation de plus d'une centaine d'individus ne semble pas montrer de signes de contamination par le plomb. On ne sait toutefois pas si les canards qui ont ingéré des plombs ou qui contiennent quelques billes dans leur chair et qui migrent aux Etats-Unis, influencent la mortalité des aigles qui s'y trouvent. Les études amorcées par Dennis (1988, non publié) tendent à démontrer que certains canards contaminés traversent aisément les frontières; bien que les résultats soient encore très fragmentaires, cette hypothèse risque de placer les chasseurs canadiens devant un dilemme déjà largement documenté: celui du transport des contaminants à l'extérieur des frontières du pays. Puisque la décision américaine d'interdire la grenaille de plomb a été fortement influencée par le lobby des conservationnistes, dont l'argumentation a porté essentiellement sur la protection de l'Aigle à tête blanche, il est probable que l'exportation d'un éventuel problème de contamination de la sauvagine du Canada fera l'objet d'un débat scientifique.

Le U.S. FWS (1985) signale que l'empoisonnement d'autres espèces d'oiseaux issu de l'ingestion de billes de plomb semble plus fréquent qu'on ne l'avait estimé dans le passé. De nombreux états américains rapportent la contamination d'espèces appartenant à la famille des Phasinidae (collins, faisans) ainsi que des Gruidae (grues). Les oiseaux contaminés auraient ingéré les grenailles de plomb en se nourrissant dans les champs agricoles fortement fréquentés par les chasseurs.

La littérature fait aussi mention de la contamination d'autres oiseaux, principalement des rapaces, qui ingèrent les plombs contenus dans la chair ou dans le gésier des proies empoisonnées; le tableau 3 en donne un aperçu. Les problèmes relevés dans les différents pays affectent possiblement la faune avienne québécoise de façon similaire.

Tableau 3. Empoisonnement de différentes espèces d'oiseaux par les plombs de chasse (adapté du U.S. FWS, 1985).

Espèces	Localisation
Vautour à tête rouge Cathartes aura	Californie
Busard commun Buteo buteo	Angleterre Allemagne
Autour Accipiter gentilis	Allemagne
Faucon des prairies Falco mexicanus	Minnesota Idaho Allemagne
Faucon pèlerin Falco peregrinus	Angleterre

3.5 Contextes de la contamination

Dans une étude portant sur l'ingestion de billes de plomb par la sauvagine en Ontario, Dennis et North (1987) affirment que le problème de contamination est moins important au Canada qu'aux Etats-Unis. Alors que Bellrose (1959) estimait les pertes à près de deux ou trois pourcent de la population de toutes les espèces de sauvagine, Dennis et North évaluent les pertes canadiennes à moins de un pourcent. Selon les auteurs, différents facteurs rendent les pertes moins importantes. D'abord, les études américaines tendent à démontrer que les mortalités surviennent généralement l'hiver, à la fin de la saison de chasse, alors qu'en plus des stress environnementaux, les oiseaux s'alimentent et ingèrent les plombs laissés par les chasseurs. Or, il existe des différences fondamentales dans l'utilisation des habitats par les oiseaux migrateurs en sol canadien ce qui, selon les auteurs, influence grandement l'acuité du problème. Il y a très peu de canards qui hivernent au Canada et le gel empêche la sauvagine de s'alimenter dans les étangs avant la fin de la saison de chasse. Les oiseaux risquent moins d'ingérer des billes déposées par les chasseurs. De plus, le nombre de chasseurs est moins élevé au Canada qu'aux Etats-Unis ce qui rendrait l'intensité de la déposition du plomb moins problématique.

On ne dispose pas, pour l'instant, d'informations susceptibles d'alimenter les questions d'ordre environnemental qui se rattachent à la contamination et à l'intoxication de la sauvagine. Le taux de déposition, bien qu'il diffère probablement de celui des Etats-Unis, serait-il suffisamment bas pour éliminer le problème ? A juste titre, plusieurs intervenants canadiens signalent qu'il y a moins de chasseurs et que le territoire est plus vaste que celui de nos voisins. Il faut toutefois souligner que de très nombreux sites de chasse à la sauvagine sont situés en milieu péri-urbain, et sont par surcroît très achalandés. De façon globale la densité de chasseur n'est peut-être pas très élevée mais, calculée sur l'occupation réelle de certaines

portions du territoire, elle fournit probablement des valeurs qui peuvent s'apparenter au contexte américain.

Certains intervenants soulignent qu'au moment où les adeptes canadiens et québécois s'adonnent chaque année à cette activité, les oiseaux migrateurs ont amorcé leur migration vers le sud et passent relativement peu de temps sur les sites de chasse, ce qui diminue d'autant leur probabilité d'intoxication. Il est en effet possible que les oiseaux soient soumis à l'élément toxique sur une période moins prolongée. En revanche, de nombreux oiseaux effectuent des haltes migratoires dans les secteurs les plus utilisés pour la chasse, principalement dans le couloir fluvial. Compte tenu du nombre important de chasseurs qui pratiquent leur activité dans ces régions, elles sont potentiellement les plus contaminées. On peut donc poser comme hypothèse qu'en comparaison avec la situation américaine qui suppose une utilisation prolongée par certaines populations d'oiseaux, le contexte québécois correspond plutôt à une utilisation de courte durée, mais par de nombreuses populations de sauvagine.

Il est vrai qu'aux Etats-Unis, les problèmes de contamination, et surtout ceux de mortalité surviennent surtout à la fin de l'hiver alors que les oiseaux ont été exposés au plomb pendant une saison complète. Dans le contexte québécois, l'exposition peut s'avérer tout aussi longue. Au printemps par exemple, la région du lac Saint-Pierre constitue une importante halte migratoire pour la sauvagine (Québec, non daté). A l'été, les barboteurs nichent en assez grande abondance dans cette même région. Enfin à l'automne, la présence des barboteurs semble un peu moins importante ou davantage étalée dans le temps. Contrairement aux hypothèses avancées par certains intervenants, d'importantes populations d'oiseaux utilisent des secteurs à hauts risques de contamination sur une période prolongée. La période d'utilisation se situe probablement majoritairement en dehors des périodes de chasse; peut-on conclure que les billes sont alors recouvertes de sédiments et qu'elles ne sont plus disponibles pour les canards ?

L'argumentation avancée par quelques chercheurs canadiens a tenté de nier le problème en discutant de la distinction entre les contextes canadiens et américains. Moins de chasseurs, moins de billes déposées dans l'environnement, des particularités des battures qui réduisent la disponibilité des billes de plomb, un gel hâtif qui limite l'accès aux substances contaminantes, un temps de séjour des oiseaux échelonné sur une courte période, une plus grande vulnérabilité des oiseaux contaminés et donc leur élimination rapide par la récolte des chasseurs... toutes les spéculations nous mènent à une seule évidence: le problème d'intoxication au Québec ne peut être aussi marqué que celui de nos voisins du sud. Il faut pourtant l'avouer, ces hypothèses ont un faible poids en regard des nombreuses études américaines. Seules des analyses précises permettront de tirer des conclusions. Si on désire argumenter en fonction des particularités biophysiques des territoires canadiens, il sera nécessaire d'alimenter le discours à l'aide d'études concrètes.

3.6 L'utilisation de la bille d'acier

Puisque la présente étude cherche principalement à relever les problèmes d'ordre biologiques, les discussions entourant les éléments balistiques et socio-économiques seront traitées sommairement. Au fil de l'avancement des connaissances et des études, et en regard de l'expérience américaine, il sera possible de compléter ces informations le moment venu.

Si le débat entourant la contamination des oiseaux par la grenaille de plomb obtient le consensus chez la plupart des intervenants, l'utilisation de la bille d'acier comme munition de remplacement demeure un sujet très controversé. La polémique porte principalement sur l'efficacité des billes d'acier. Les éléments les plus problématiques se réfèrent au nombre relatif de canards blessés comparativement au plomb. L'opposition à la conversion s'appuie aussi, mais de façon moins soutenue, sur les dommages causés à l'arme, les coûts de la conversion et la disponibilité du matériel (Nadeau, 1987).

L'élément majeur porte sur la performance balistique de la grenaille d'acier. Puisque la conversion vers la bille d'acier vise à sauvegarder la ressource sauvagine, elle ne doit pas produire de plus grandes pertes en augmentant le nombre d'oiseaux blessés mais non récupérés. Les opinions sont diamétralement opposées dans le débat qui entoure l'utilisation de l'acier. Les résultats sont contradictoires et chaque école de pensée refute que ses opposants n'ont pas produit d'études objectives.

Les opposants à l'utilisation de l'acier rétorquent que compte tenu de sa plus faible densité, l'acier offre des caractéristiques balistiques moins favorables que le plomb, principalement dans les distances critiques, c'est-à-dire à plus de quarante verges (36 m). Ces caractéristiques diminuent la propension à tuer l'oiseau de façon efficace et augmente le nombre d'oiseaux blessés. Pourtant Sanderson et al. (in U.S. FWS, 1986), indiquent qu'une analyse des résultats de chasse entre 1974 et 1984, période d'instauration de la bille d'acier dans certains refuges, tend à démontrer une diminution significative du nombre d'oiseaux blessés au cours de l'instauration de cette nouvelle réglementation. Les auteurs signalent que sans vouloir associer directement ce déclin à l'utilisation de la bille d'acier, les résultats semblent clairement démontrer que l'utilisation de la bille d'acier n'augmente pas le nombre de canards blessés.

Depuis 1976, de nombreuses études ont tenté de vérifier l'efficacité de la bille d'acier par rapport à la bille de plomb. La plupart des études ne peuvent être comparées statistiquement puisque les variables utilisées ne sont pas identiques (U.S. FWS, op. cit.). Les différences marquées s'observent tant dans la saisie et l'analyse (oiseaux blessés/tir, oiseaux blessés/opportunité, etc...) que dans l'interprétation même de la blessure (oiseau qui tombe mais non retrouvé, oiseau qui n'a plus la capacité de marcher, etc...). La plus grande différence signalée dans la performance des différents types de munition est le fruit des études de Hebert et al. (1984). Selon les auteurs,

l'utilisation de la bille d'acier causerait une augmentation de près de 42% du nombre de canards blessés avec l'utilisation de la bille d'acier. Le U.S. FWS (1986) rétorque que cette étude possède aussi des variables inappropriées.

Les nombreuses études contradictoires démontrent bien la difficulté d'estimer la performance de la bille d'acier en comparaison avec la bille de plomb. Pour chercher à conclure sur le sujet, le U.S. FWS (op. cit.) a mandaté un groupe de statisticiens indépendants afin de tirer des conclusions sur les quinze années d'études publiées sur le sujet. Le groupe d'experts signale d'abord que les études ne sont pas comparables et sont trop isolées pour fournir une image réaliste du problème. Il est donc impossible pour le moment de porter un jugement définitif sur la performance de la bille d'acier. Toujours selon ces experts, la différence entre la performance de la bille de plomb et la bille d'acier dépend de nombreux facteurs dont l'espèce chassée, la grosseur de la bille utilisée, la distance de tir, l'expérience du chasseur et la visibilité. Il est probable que les chasseurs pourraient s'ajuster aux nouvelles munitions et que le nombre de canards blessés diminuerait rapidement.

3.7 Répercussions socio-économiques

La littérature évalue sommairement les impacts socio-économiques du remplacement de la grenaille de plomb. La plupart des auteurs considèrent plutôt le bannissement du plomb comme une mesure socio-économique bénifique. Il faut bien signaler que le plomb est un contaminant de l'environnement et du strict point de vue social, sa limitation ne peut être que positive. D'ailleurs d'autres sources de contamination comme celles provenant des carburants seront probablement éliminées au cours de la prochaine décennie. Au point de vue économique, les répercussions négatives seront probablement plus importantes, sans être toutefois incontrôlables. Elles portent essentiellement sur le prix des munitions, la production des munitions et l'utilisation des armes conventionnelles.

Comme la production des billes d'acier relève d'une technologie plus sophistiquée que celle qui prévaut pour la production des billes de plomb, il faut prévoir que le coût de la boîte de ces nouvelles cartouches affichera une augmentation. Il est difficile de fournir une estimation des répercussions économiques, puisqu'on ne sait pas si l'industrie canadienne acceptera d'adopter la nouvelle technologie de production. Dans un tel contexte, il est possible que les détaillants doivent s'approvisionner chez les fabriquants américains. En se basant sur des prévisions fournies par Sanderson (1985 in U.S. FWS, 1986), le coût annuel du remplacement de la bille d'acier varierait d'un rabais de $4.86 à une augmentation de $4.50 ($ américain). L'estimation est basée sur une augmentation de 27,2% du prix des billes de grosseurs 4-5-6-7 et d'une réduction de 9,3% des billes de grosseurs BB-2.

C'est au Québec que l'impact économique du remplacement de la bille de plomb affichait des risques économiques les plus inquiétants. En effet, les Industries Valcartier Inc. détenaient les deux tiers du marché canadien des cartouches de chasse. L'approche technique liée à la production de billes d'acier est radicalement différente de celle de la bille de plomb. La production de billes d'acier devrait être laissée à l'industrie spécialisée. Selon les représentants de l'entreprise, le bannissement de l'utilisation de la bille de plomb risquait de produire des répercussions majeures sur la production de munitions pour la chasse (Drolet, 1986). Les Industries Valcartier Inc. ont annoncé dernièrement leur intention de cesser la production de munition pour la chasse sportive. La répercussion économique anticipée n'est donc plus significative dans un éventuel bannissement de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine.

Un des éléments qui alimente les discussions des chasseurs porte sur l'usure prématurée de l'arme lors de l'utilisation de la bille d'acier. Puisque l'acier est beaucoup plus dur que le plomb et que les poudres utilisées sont différentes, on pourrait craindre certaines formes de détérioration.

La littérature fait mention de l'usure prématurée du canon et de la déformation de l'étranglement. Il aurait été inconcevable que l'Administration américaine adopte une réglementation qui n'aurait pas tenu compte de l'altération des armes de tous les chasseurs. Les dommages au canon ne peuvent être causés par le facteur acier; un plastique spécial, dur, couvre en effet les billes d'acier et garde ces dernières hors de tout contact avec le canon et semble avoir éliminé le problème (U.S. FWS, 1986). L'organisme américain ajoute que les études démontrent que les armes modernes de bonne qualité ne sont pas affectées par l'utilisation de la bille d'acier. Enfin, les répercussions socio-économiques dues au remplacement du plomb n'ont pas d'effets significatifs sur la participation à la chasse sportive (U.S. FWS, op. cit.).

4. LA CONTAMINATION DE LA SAUVAGINE DANS LES REGIONS DU QUEBEC

Au Québec, ce n'est que très récemment que le problème de contamination a été soulevé, les données très fragmentaires de certains points de chasse répartis dans quelques régions de la province laissaient présager que certains problèmes de contamination existaient probablement, du moins localement. Nadeau (1987) constate qu'en 1979, 24,3% d'un petit échantillon de Canards noirs (n=37), récoltés aux Iles-de-la-Madeleine, avaient ingéré des grenailles de plomb. Dès 1985, l'examen de gésiers de différentes espèces de canards de la région de l'Abitibi-Témiscamingue révélait que 25,6% des gésiers examinés contenaient un ou plusieurs plombs. Chez le Petit Morillon (Aythya affinis) et le Grand Morillon (Aythya marila), il y avait respectivement 67,4% (n=43) et 66,6% (n=9) des spécimens qui avaient ingéré des billes de plomb (Lapointe, 1986). Ces résultats partiels laissaient planer un doute sur la situation québécoise et un échantillonnage plus élaboré a été initié au cours de la saison de chasse 1987. L'étendue de la contamination décelée lors de cette saison de chasse a incité le Ministère à poursuivre l'étude lors de la saison de chasse 1988.

4.1 Méthodologie

Le problème de contamination de la sauvagine par la grenaille de plomb à travers les différentes régions du Québec a été analysé à partir de l'examen des gésiers de canards prélevés sur les spécimens abattus par les chasseurs. En plus du gésier, on demandait aux chasseurs de récolter une des ailes de canard et les plumes de la queue des oies et des bernaches. Ces pièces

anatomiques permettent d'identifier l'espèce selon les caractères spécifiques du plumage et servent également à déterminer l'âge et le sexe de chaque individu (Carney, 1971). Certaines mesures morphométriques s'avèrent aussi nécessaires pour confirmer le sexe de certaines espèces; dans le cas du Canard noir (Anas rubrioes), de la Sarcelle à ailes vertes (Anas carolinensis) et des garrots (Bucephalo sp.), la longueur de l'aile permet de préciser ces informations. Le gésier et les autres pièces anatomiques récoltées devaient être insérés à l'intérieur d'une enveloppe sur laquelle le chasseur devait indiquer la date de la récolte et la localisation de la capture (Figure 1 en annexe).

En 1987, l'échantillonnage a permis de récolter 3 315 gésiers de canards, d'oies et de bernaches. En 1988, des efforts supplémentaires permettent d'analyser ces pièces anatomiques sur 5 539 spécimens de gibier d'eau. La seconde année d'échantillonnage a tenté de renforcer la représentativité de certaines régions, compte tenu des résultats d'analyse obtenus en 1987. Ces deux années de récolte permettent donc d'étayer l'analyse sur 8 854 canards, oies et bernaches. Le tableau 4 présente la répartition de l'échantillonnage dans les différentes régions du Québec lors des deux années d'étude. La figure 2 situe les régions échantillonnées.

L'extraction manuelle des billes de plomb contenues dans les gésiers est une tâche laborieuse qui demande de nombreuses heures de laboratoire. Toutefois, la densité spécifique élevée du plomb (11,34) distingue nettement cet élément des autres métaux, la substance peut donc être isolée à l'aide de la pression hydraulique. Un séparateur hydraulique a été fabriqué conformément aux prescriptions de Brewer (1981).

La méthode consiste à utiliser un tube de plastique transparent de 1,3 cm de diamètre. Une des extrémités du tube est directement raccordée à une source d'eau sous pression alors que l'autre est reliée à un drain. Un tuyau vertical d'environ 45 cm de longueur munie d'un entonnoir attaché à la partie

Tableau 4. Nombre de gésiers récoltés dans les différentes régions du Québec

Régions	Nombre de gésiers récoltés	
	1987	1988
01 Bas-Saint-Laurent/Gaspésie	415	290
02 Saguenay/Lac Saint-Jean	548	1 242
03 Québec	514	473
04 Trois-Rivières	588	1 088
05 Estrie	3	69
06 Montréal	582	871
07 Outaouais	57	926
08 Abitibi-Témiscamingue	434	320
09 Côte-Nord	155	115
10 Nouveau-Québec	19	145
Total	**3 315**	**5 539**
Total des deux années	**8 854**	

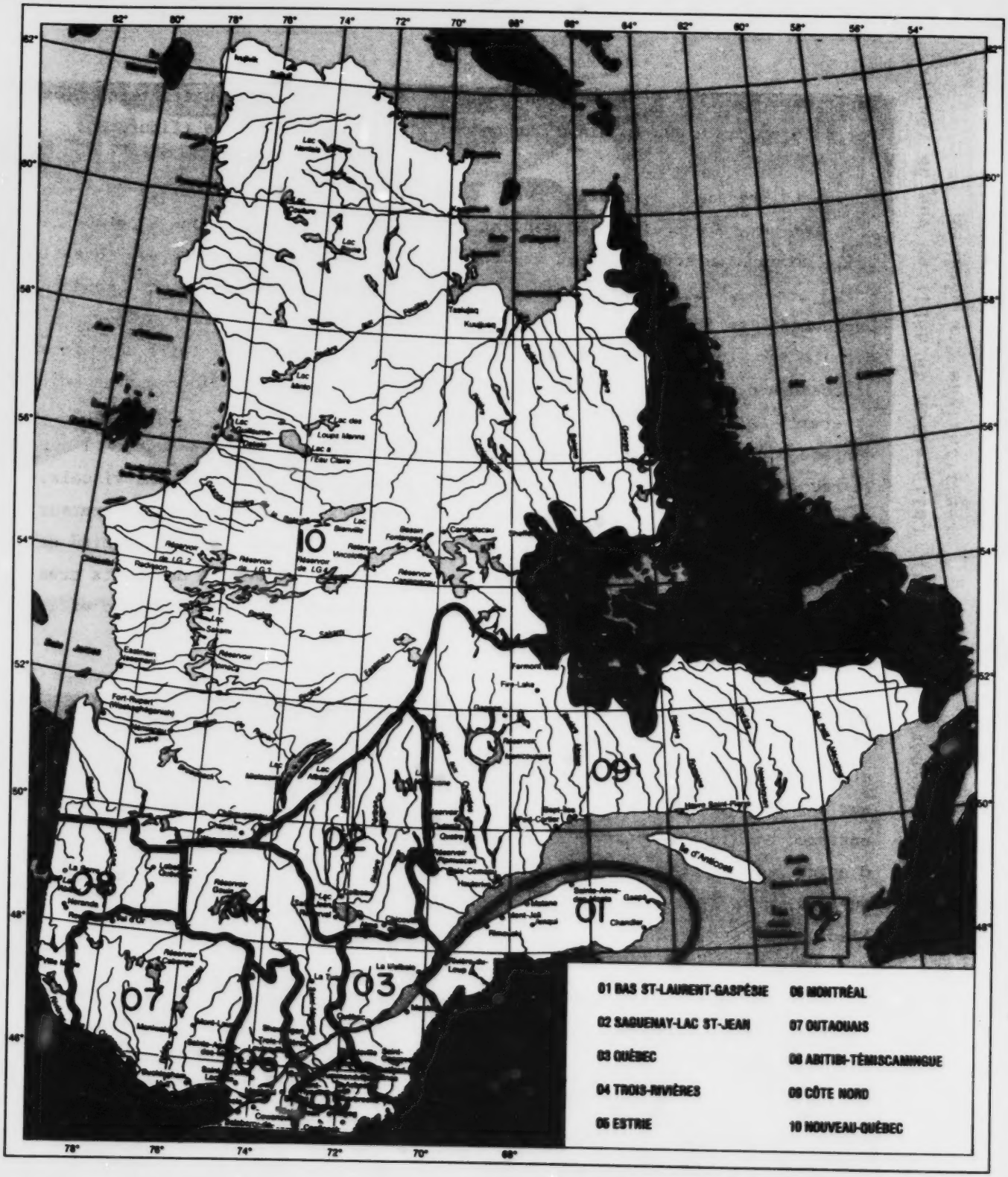


Figure 2. Localisation des différentes régions échantillonnées

supérieure et fixé à un adapteur en "T" à sa base, forme une intersection entre la source d'eau (munie d'une valve) et la première boucle (figure 3).

La pression hydraulique est calibrée en insérant une bille de plomb dans le séparateur et en augmentant graduellement le débit jusqu'à ce que la bille demeure en suspension au début de la première boucle (figure 4). Une fois la calibration établie, l'appareil présente l'avantage de séparer rapidement les différents éléments contenus dans un gésier. Selon Brewer (op. cit.), cinq techniciens attitrés à des fonctions précises, telle une ligne d'assemblage, peuvent examiner jusqu'à 700 gésiers par jour sur un seul appareil. L'auteur a vérifié la fiabilité de l'appareil; en conservant le contenu d'un certain nombre de gésiers déjà analysés par le séparateur (1 sur 20 récolté au drain) et en dénombrant les plombs à l'aide d'examens visuels, aucune différence n'a été notée entre les valeurs fournies par le séparateur et celles provenant de l'examen visuel sous un binoculaire. L'efficacité de l'appareil ne fait donc pas de doute. L'appareil permet, à des coûts très minimes, d'examiner un nombre important de spécimens avec un maximum d'efficacité.

Dans certains cas, le séparateur fournit probablement de meilleurs résultats que la plupart des autres méthodes d'observation, puisque la forme et la grosseur de la bille de plomb ou de ses fragments n'ont aucune influence sur la détection. En effet, les fragments ont la même densité qu'une bille entière et se concentrent dans la même section de la boucle. Les billes d'acier peuvent également être isolées par le séparateur; elles demeurent en suspension dans la deuxième boucle, compte tenu de la densité plus faible de l'acier.

L'opération consiste d'abord à examiner soigneusement les parois extérieures de chaque gésier afin de vérifier ceux qui montrent des marques de perforations. De tels indices accompagnés d'un examen subséquent des plombs présents dans le gésier permettent d'établir la différence entre les plombs

Figure 3. Séparateur utilisé pour dénombrer les billes de plomb

Figure 4. Calibration du débit en vue de réaliser l'analyse des gésiers

ingérés et ceux qui se sont logés dans le gésier lors de l'abattage de l'oiseau. L'organe est alors coupé en deux dans sa partie périphérique de forme ovale entre les deux parois de muscles denses (la coupe se fait entre le pro-ventricule et le duodénum) (figure 5).

Le contenu dense et relativement sec du gésier est vidé dans un contenant et les parois des tissus sont nettoyées avec un jet d'eau (figure 6). L'opération permet de récupérer la totalité des divers éléments encore retenus dans les fissures. Un examen minutieux des parois et des multiples fissures permet également de vérifier l'origine des plombs retenus aux parois; à savoir s'ils proviennent de l'impact du tir ou s'ils ont été ingérés.

Le contenu de chacun des gésiers est rincé dans un plat avant d'être vidé dans l'entonnoir. Au préalable, les éléments trop gros tels les roches, les tiges de végétation et les coquillages, ont été retirés pour ne pas obstruer l'entrée du séparateur. Une fois le contenu inséré au système, la pression de l'eau force les matières végétales et le gravier à franchir les boucles du séparateur et sont rejetés vers le drain, tandis que les billes de plomb, si elles sont présentes, demeurent dans la première boucle. La pression de l'eau est alors augmentée jusqu'à ce que les billes passent les deux boucles; elles sont alors recueillies dans un tamis à la sortie. Il est alors possible de compter le nombre de billes et de vérifier leur provenance, selon les signes d'usure.

L'aspect de la surface de la bille de plomb est la principale caractéristique qui permet de faire la distinction entre celles qui ont été ingérées et celles qui se logent dans le gésier lors de l'impact. Une bille ingérée a une forme ronde ou légèrement ovale, elle peut présenter des surfaces luisantes produites par l'action des sucs digestifs. Après quelque temps elle prend une apparence poreuse, lorsque l'abrasion par les muscles du gésier et l'action des sucs digestifs commencent à dissoudre la grenaille. De plus,

Figure 5. Coupe d'un gésier analysé

Figure 6. Récupération du contenu du gésier

lorsque la bille a séjourné suffisamment longtemps dans le gésier, elle prend souvent l'aspect d'un fragment dont la taille est passablement réduite. Chaque fragment est considéré comme une bille entière. Une bille qui s'est logée dans le gésier lors de l'abattage, montre un côté applati causé par l'impact, de même qu'une seule section brillante alors que le reste de la bille présente une surface terne. Ce type de projectile possède souvent de nombreux cratères causés par la friction de la bille sur les parois du canon (Bellrose, 1959).

L'opération mobilise une équipe de deux personnes; le rythme de l'analyse a permis d'examiner 60 gésiers à l'heure. Afin de vérifier la précision de l'appareil, 4,6% des gésiers (n=153) récoltés en 1987 ont été auparavant radiographiés. L'analyse de ce sous-échantillon à partir des deux méthodes ne montre aucune différence. Dans tous les cas où la radiographie a décelé la présence de billes de plomb à l'intérieur du gésier (n=5), le séparateur les a retenues dans la première boucle et le nombre de billes observées sur la radiographie et dans le séparateur était identique. La figure 7 montre la précision décelée sur une radiographie.

4.2 Résultats

Les résultats de chacune des deux années d'étude sont présentés séparément. L'analyse des gésiers récoltés en 1987 a permis d'abord de vérifier l'étendue du problème. La seconde année de récolte permet de préciser la récurrence de la contamination dans certaines régions ou de vérifier l'ampleur du problème dans les régions dont le niveau de récolte était insuffisant en 1987.

4.2.1 Saison de chasse 1987

Le tableau 5, collige l'ensemble des informations nécessaires à l'analyse du taux de contamination des espèces dans les différentes régions du

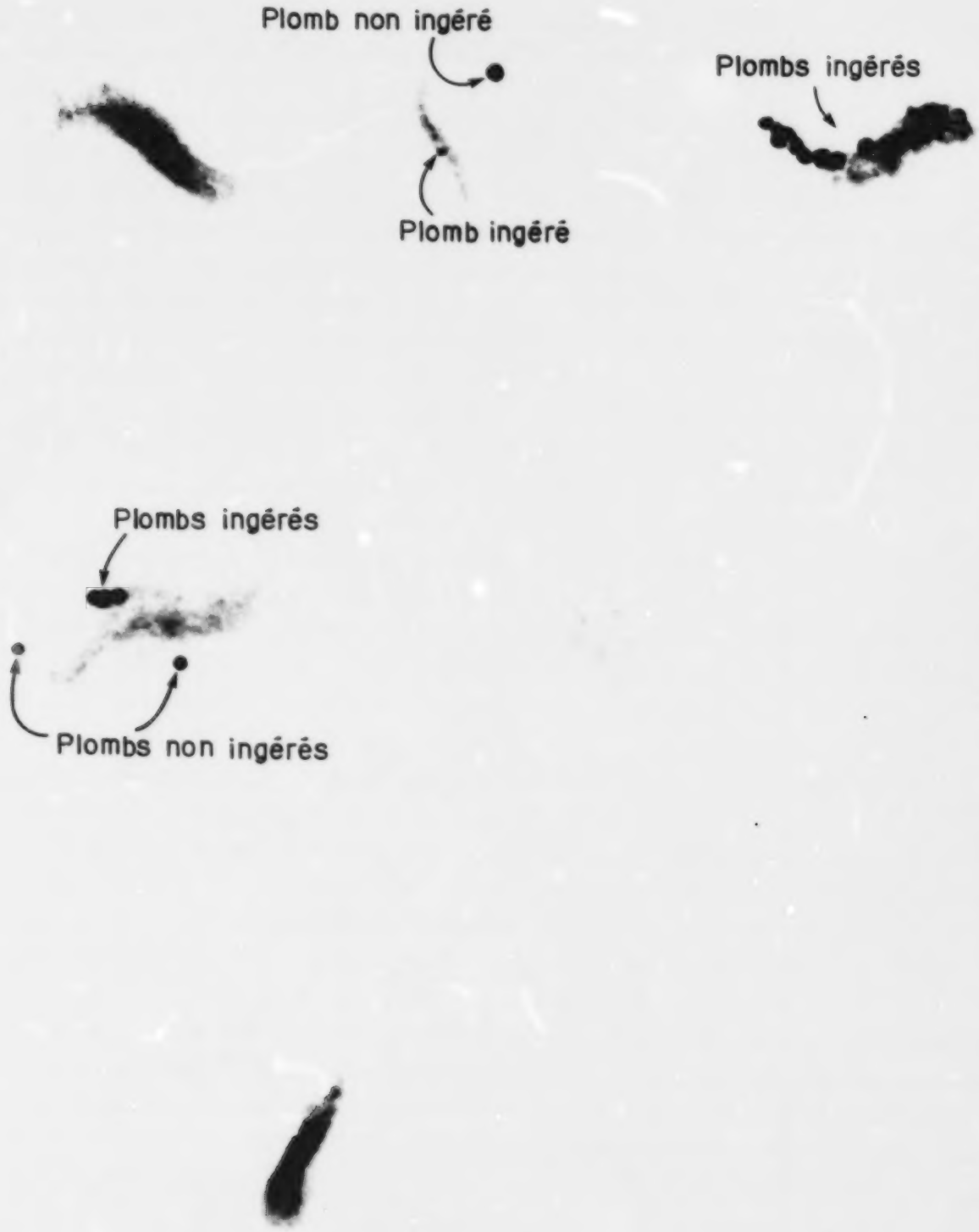


Figure 7. Radiographie des gésiers afin de valider la méthode d'analyse à partir du séparateur

Tableau 5. Analyse de la contamination de la sauvagine par les billes de plomb dans les différentes régions du Québec, lors de la saison de chasse 1987

ESPECES	REGIONS ADMINISTRATIVES											
	01 - Bas-Saint-Laurent Gaspésie Iles-de-la-Madeleine	02-Saguenay Lac St-Jean	03-Québec	04-Trois-Rivières	05-Estrie	06-Montréal	07-Outaouais	08-Abitibi Témiscamingue	08-Abitibi Témiscamingue (lac Rouyn)	09-Côte-Nord	10-Nouveau-Québec	TOTAL
BARBOTEURS												
Canard malard	33 (1)	104 (6)	33 (2)	212 (27)	1 (1)	163 (17)	18	117 (2)	36 (1)	1	2	684 (56)
Hybride (noir X malard)	19 (1)	12 (2)	4	10 (1)		8		9 (1)	5 (1)	2		64 (5)
Canard noir	260 (6)	273 (10)	98 (1)	135 (18)		77 (4)	7	62 (4)	20 (2)	37	11	960 (43)
Canard chipeau			6 (1)	6 (1)		9	1					22 (2)
Canard siffleur d'Amérique	9	2	2	8 (1)		5		11	8	1		38 (1)
Sarcelle à ailes vertes	41	41 (1)	33	34	1	43 (1)	4	15	3	17	1	230 (2)
Sarcelle à ailes bleues	3	13	2	5		9	10	11	10	1		54
Canard souchet			3	13 (2)		2	1					19 (2)
Canard pilet	11	7	14 (1)	18 (1)		10	1 (1)	1		15	3 (1)	80 (4)
Canard huppé		2		11	1	23	5	6				48
TOTAL DES BARBOTEURS	376 (8)	454 (19)	195 (5)	452 (51)	3 (1)	349 (22)	47 (1)	232 (7)	82 (4)	74	17 (1)	2199(115)
% des gésiers contenant du plomb	2,1	4,2	2,6	11,3	33,3	6,3	2,1	3,0	4,9	0	5,9	5,2
PLONGEURS												
Morillon à tête rouge			2	1		7 (1)						10 (1)
Morillon à dos blanc				1								1
Grand Morillon		1	25	6		39 (1)		8 (5)	8 (5)	3		81 (6)
Petit Morillon		7	98	12		45 (3)		37 (18)	28 (18)	10		203 (21)
Morillon à collier	6	8		6 (1)		16 (3)	5	86 (13)	64 (12)	4		138 (17)
Garrot commun	2	1	33 (1)	25		40	2	19 (3)	9 (3)	13		135 (4)
Garrot de Barrow			8	1		3 (1)		3	3	4		19 (1)
Petit Garrot			1	3				8	3			12
Canard roux			2									2
Grand Bec-scie								5	2	2	1	8
Bec-scie à poitrine rousse	1		3			1		2		3		10
Bec-scie couronné		1		5		2	3	9 (1)	3 (1)	2		22 (1)
TOTAL DES PLONGEURS	9	10	180 (1)	60 (1)		153 (9)	10	177 (40)	120 (39)	41	1	641 (51)
% des gésiers contenant du plomb			0,6	1,7		5,9		22,6	32,5			8,0
CANARDS DE MER												
Canard Kakawi	1		2	2		7				17		29
Eider à duvet	7					1				13		21
Macreuse à bec jaune	2		2	16		4		2 (1)	2 (1)	3		29 (1)
Macreuse à ailes blanches		1	8	12 (1)		18				3		42 (1)
Macreuse à front blanc	1		8	3		13 (1)		1	1			26 (1)
TOTAL CANARD DE MER	11	1	20	33 (1)		43 (1)		3 (1)	3 (1)	36		147 (3)
% des gésiers contenant du plomb				3,0		2,3		33,3	33,3			2,0
OIES ET BERNACHES												
Grande Oie blanche	1		99	13		7		2				123
Bernache du Canada	14	83 (1)	20	19		18		18	1	4	1	176 (1)
Bernache Cravant				2		2						4
TOTAL OIES ET BERNACHES	15	83 (1)	119	34		27		20	1	4	1	303 (1)
% des gésiers contenant du plomb		1,2										0,3
CANARDS INDETERMINES	4 (1)			9 (1)		10 (1)		2 (1)	2 (1)		2 (1)	25 (4)
TOTAL	415 (9)	548 (20)	514 (6)	588 (54)	3 (1)	582 (33)	57 (1)	434 (49)	208 (45)	155	19 (1)	3315(174)
% des gésiers contenant du plomb	2,2	3,6	1,2	9,2	33,3	5,7	1,7	11,3	21,6		5,3	5,2

( ) Nombre de gésiers contenant au moins un plomb

Québec à partir des gésiers récoltés lors de la saison de chasse 1987.

D'abord, pour l'ensemble des espèces et dans toutes les régions du Québec, on constate que 5,2% (n=3 315) des canards, des oies et des bernaches examinés ont ingéré au moins un plomb; cette valeur se situe très légèrement au-dessus de la valeur critique fixée à 5%. Comme l'illustre la figure 8, certaines régions présentent des valeurs supérieures à la limite critique. Dans la région de Trois-Rivières (04) par exemple, 9,9% (n=588) des oiseaux sont contaminés. La région de Montréal (06) montre un taux de contamination de 5,7% (n=582). Enfin, la région de l'Abitibi-Témiscamingue (08) montre des taux de contamination de l'ordre de 11,3% (n=434), ce qui correspond au taux de contamination le plus élevé de l'ensemble du Québec. Les autres régions affichent une contamination inférieure à la valeur critique, sauf dans le cas du Nouveau-Québec (5,3%). L'échantillonnage de cette région demeure trop faible pour que cette valeur devienne significative (n=19).

Lorsqu'on étudie l'acuité de la présence de plomb dans le gésier des différentes espèces dans l'ensemble du Québec (figure 9), on constate d'abord que la contamination des oies et des bernaches demeure marginale pour l'ensemble des régions (0,3%). Les canards de mer ne présentent pas non plus de problèmes sérieux (2%). Les canards barboteurs et les canards plongeurs montrent toutefois des valeurs beaucoup plus élevées. Un peu plus de 5% (n=2 199) des canards barboteurs analysés montrent des signes de contamination. Dans le cas des canards plongeurs, on retrouve des grenailles de plomb dans près de 8% des oiseaux (n=641). La figure 10 illustre l'importance de la contamination des canards barboteurs, notamment dans la région de Trois-Rivières (11,3%) et dans la région de Montréal (6,3%). Cette figure permet aussi de différencier les taux de contamination du Canard noir et du Canard malard (Anas platyrhynchos). Les deux espèces montrent des taux de contamination supérieurs à la limite critique tant dans la région de Trois-Rivières que dans la région de Montréal. Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, le Canard noir montre un taux de contamination de 6,5 %. La figure 11 fournit

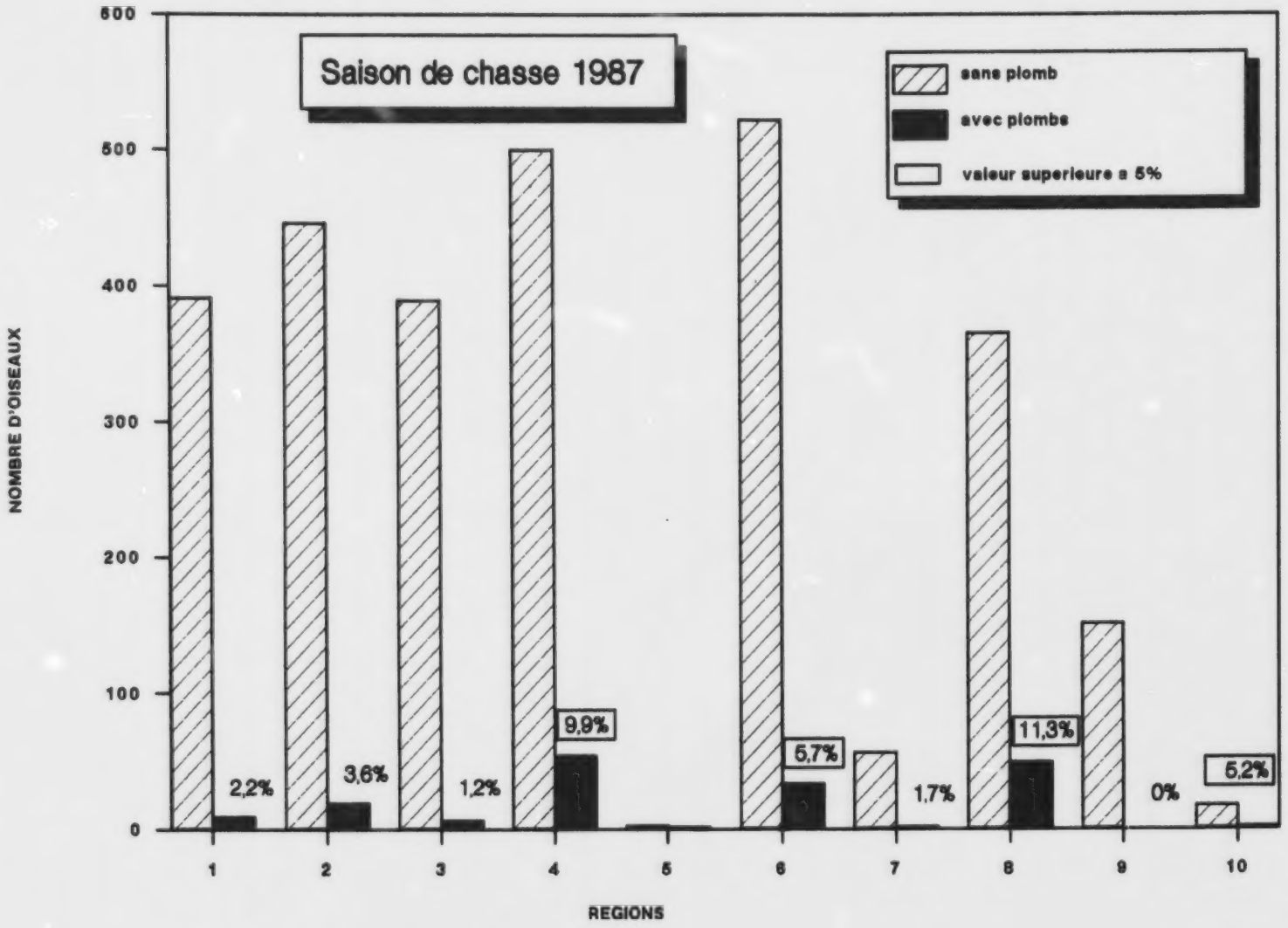


FIGURE 8. CONTAMINATION DES CANARDS, DES BERNACHES ET DES OIES DANS LES DIFFERENTES REGIONS DU QUEBEC EN 1987

FIGURE 9. CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS L'ENSEMBLE DU QUEBEC EN 1987

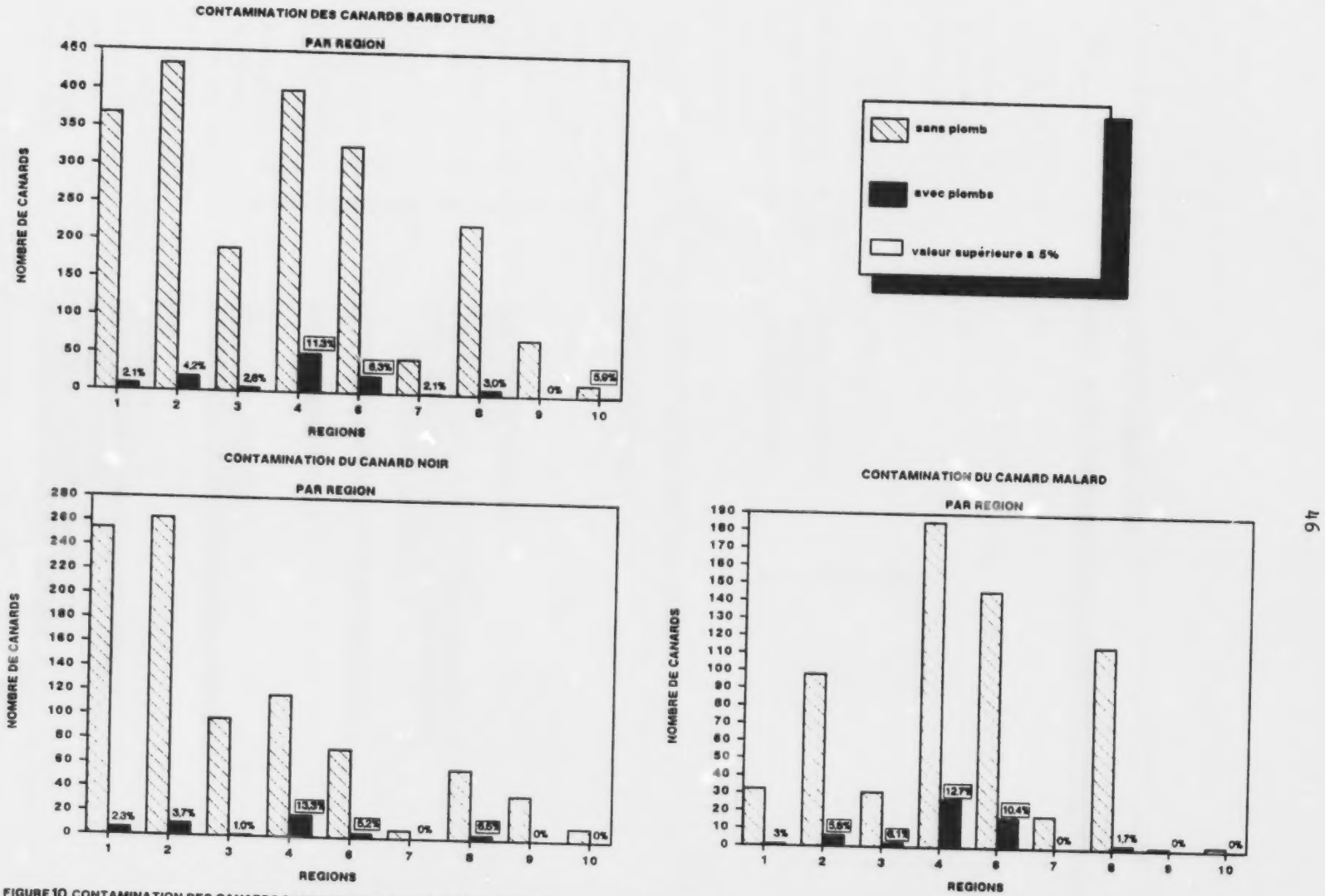


FIGURE 10. CONTAMINATION DES CANARDS BARBOTEURS DANS LES DIFFERENTES REGIONS DU QUEBEC EN 1987

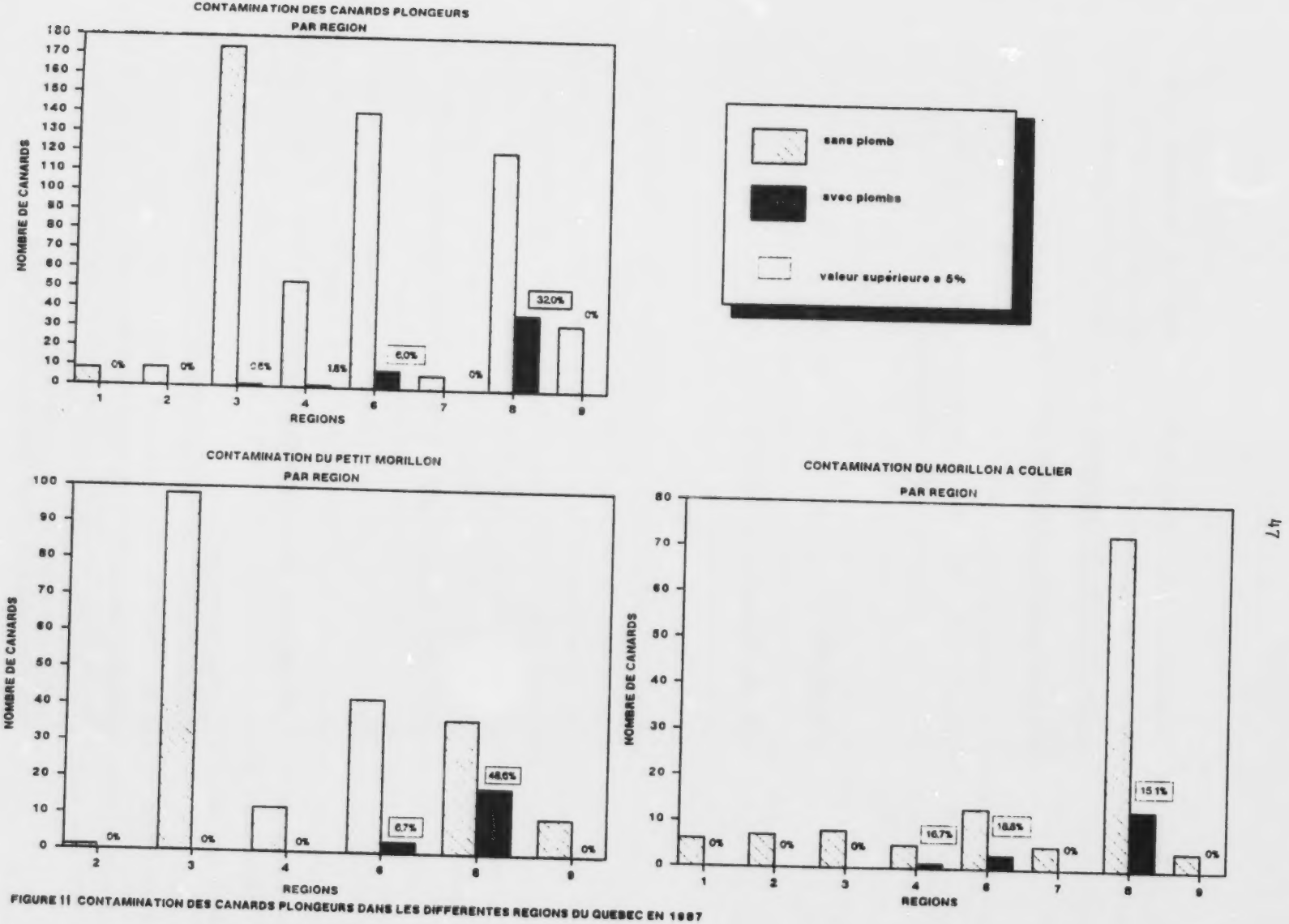


FIGURE 11 CONTAMINATION DES CANARDS PLONGEURS DANS LES DIFFERENTES REGIONS DU QUEBEC EN 1987

des informations similaires pour les canards plongeurs. On remarque que pour l'ensemble des espèces, et en particulier pour le Petit Morillon et le Grand Morillon, ce sont les régions de Montréal et de l'Abitibi-Témiscamingue qui sont les plus affectées.

Ces valeurs moyennes de contamination sont influencées d'une part par les régions fortement utilisées pour la chasse, qui induisent des taux de contamination élevés; d'autre part, les régions qui sont moins fréquentées par les chasseurs abaissent les valeurs de contamination de l'ensemble de la province. Pour analyser le problème de façon plus réaliste, il importe de vérifier la contamination dans les trois régions problématiques (Trois-Rivières, Montréal et Abitibi-Témiscamingue). Comme l'illustrent les figures 12, 13, 14 et 15, la perception est plus précise lorsque l'analyse s'attarde aux différentes régions administratives.

Ainsi, lorsque les valeurs sont analysées dans les régions fortement utilisées par les chasseurs, la situation apparaît très différente. La figure 12, indique que dans la région de Trois-Rivières par exemple, 11,3% (n=452) des canards barboteurs sont contaminés. Cette contamination affecte particulièrement le Canard malard et le Canard noir. Les canards plongeurs de cette région, malgré la taille de l'échantillon, ne montrent pas de problème particulier. Dans la région de Montréal (figure 13), 6,3% des canards barboteurs (n=349) montrent des signes de contamination. Le Canard malard est particulièrement affecté par le problème puisqu'un peu plus de 10% (n=163) de ces oiseaux ont ingéré au moins un plomb. Les canards plongeurs de cette région montrent un taux de contamination de 5,9% (n=153). Compte tenu de l'importance de ces régions pour la chasse à la sauvagine, ces valeurs peuvent être considérées comme inquiétantes.

Dans le cas de l'Abitibi-Témiscamingue (figure 14), 22,6% (n=177) des canards plongeurs ont ingéré au moins un plomb. Un peu plus de 60% des Grands Morillons (n=8) et 48.6% des Petits Morillons (n=37) sont contaminés. Ces

FIGURE12CONTAMINATIONS DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE TROIS-RIVIERES EN 1987

FIGURE 13 CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE MONTREAL EN 1987

FIGURE14.CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE L'ABITIBI- TEMISCAMINGUE EN 1987

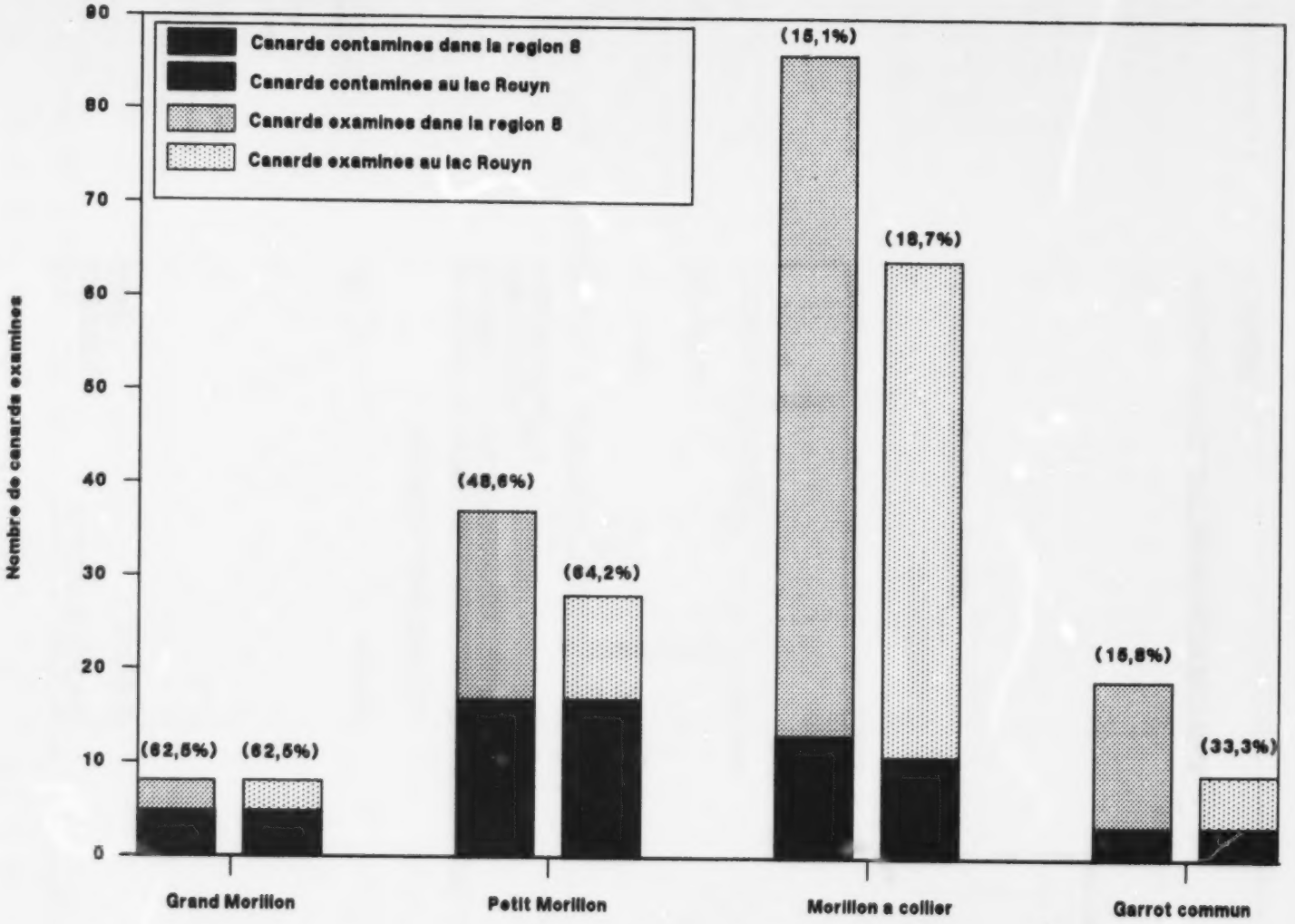


FIGURE 15. CONTAMINATION DES CANARDS DE LA REGION DE L'ABITIBI- TEMISCAMINGUE ET DU LAC ROUYN

valeurs confirment les premières études réalisées dans ce secteur. Il est toutefois intéressant de noter que 45 canards des 49 contaminés proviennent du lac Rouyn (figure 15). Si on retourne au tableau 5, c'est alors 32,5% des canards plongeurs du lac Rouyn qui ont ingéré au moins un plomb.

Au tableau 6, on présente le nombre de billes retrouvées dans les principales espèces de canards contaminées. A la lecture de ce tableau, on remarque que la contamination des canards barboteurs est provoquée par l'ingestion d'une bille chez 66% des oiseaux contaminés. A l'intérieur des valeurs présentées, on constate que 8,7% de ces canards avaient ingéré 6 billes de plomb et plus. Chez certains individus, on a dénombré plus de 10 plombs (55 billes dans le gésier d'un Canard noir du Lac Saint-Pierre). Le tableau présente des informations similaires pour les canards plongeurs. Ces derniers ingèrent généralement plus de billes puisque 28% des gésiers de canards contaminés contenaient 6 billes ou plus. Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue on a dénombré 20, 40 et même 79 billes dans certains gésiers de canards plongeurs.

L'analyse de la contamination du Canard noir, du Canard malard, du Grand Morillon et du Petit Morillon dans les régions de Montréal et de l'Abitibi-Témiscamingue, ne démontre pas, dans l'ensemble, de différence sigificative entre les mâles et les femelles, de même qu'entre les juvéniles et les adultes. En 1987, il n'y a que les canards barboteurs de la région de Trois-Rivières qui montrent une différence significative (95%) entre la contamination des mâles et des femelles; les mâles montrant un taux d'ingestion nettement plus élevé (figure 16). La lecture du tableau 7, qui présente le contenu des gésiers analysés, permet de constater que l'ensemble des canards barboteurs, tant les mâles que les femelles, possèdaient un régime alimentaire similaire et qu'il n'existe pas de différence entre l'alimentation des mâles et des femelles. Il faut toutefois noter que le contenu révèle l'alimentation des canards lors de la période automnale. Si l'analyse avait

Tableau 6. Dénombrement des billes de plomb trouvées dans les gésiers contaminés en 1987

Espèces	Nombre de gésiers examinés	Nombre de gésiers avec billes	1 bille	2 billes	3 billes	4 billes	5 billes	+ de 6 billes
		nombre (%) 1	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2
Canard malard	684	56 (8,2)	33 (58,9)	11 (9,6)	2 (3,6)	2 (3,6)	2 (3,6)	6 (10,7)
Canard noir	960	43 (4,5)	30 (69,8)	4 (9,3)	4 (9,3)	2 (4,6)	- -	3 (7,0)
Autres barboteurs	555	16 (2,9)	13 (81,2)	1 (6,2)	- -	- -	- -	1 (6,2)
TOTAL BARBOTEURS	2199	115 (5,2)	76 (66,0)	16 (13,9)	7 (6,1)	4 (3,5)	2 (1,7)	10 (8,7)
Grand Morillon	81	6 (7,5)	2 (33,3)	1 (16,7)	1 (16,7)	- -	- -	2 (33,3)
Petit Morillon	203	21 (10,3)	6 (28,6)	3 (14,3)	1 (4,8)	1 (4,8)	1 (4,8)	9 (42,9)
Morillon à collier	138	17 (12,3)	13 (76,5)	1 (5,9)	- -	- -	- -	3 (17,6)
Garrot commun	135	4 (3,0)	4 (100)	- -	- -	- -	- -	- -
Autres plongeurs	84	3 (3,6)	2 (66,6)	- -	- -	1 (33,3)	- -	- -
TOTAL PLONGEURS	641	51 (7,9)	27 (54,0)	5 (10,0)	2 (3,9)	2 (3,9)	1 (2,0)	14 (27,4)
TOTAL (toutes les espèces)	3315	174 (5,2)	103(59,2)	21 (12,1)	9 (5,2)	6 (3,4)	3 (1,7)	24 (13,8)

1: Calculé sur le nombre de gésiers analysés.
2: Calculé sur le nombre de gésiers contaminés.

Tableau 7. Contenu des gésiers des canards barboteurs abattus en 1987, selon le sexe

Région de Trois-Rivières

Espèces	Sexe	nbre de gésiers	vide n (%)	mollusques n (%)	invertébrés n (%)	crustacés n (%)	végétation n (%)	grains n (%)
Canard malard	M	114	3 (2,6)	5 (4,4)	-	-	61 (53,5)	93 (81,6)
	F	96	-	3 (3,1)	3 (3,1)	-	35 (36,4)	86 (89,6)
Canard noir	M	58	-	6 (10,3)	-	-	29 (50,0)	48 (82,7)
	F	62	3 (4,8)	2 (3,2)	1 (1,6)	-	25 (40,3)	52 (83,9)
Tous les barboteurs	M	219	6 (2,7)	15 (6,8)	-	1 (0,5)	108 (49,3)	175 (80,0)
	F	216	6 (2,8)	12 (5,6)	5 (2,3)	-	84 (38,9)	180 (83,3)

Ensemble des régions

Tous les barboteurs	M	950	44 (4,6)	95 (10,0)	18 (1,9)	16 (1,7)	305 (32,1)	733 (77,1)
	F	1079	53 (4,9)	81 (7,5)	25 (2,3)	18 (1,7)	391 (36,2)	848 (78,6)

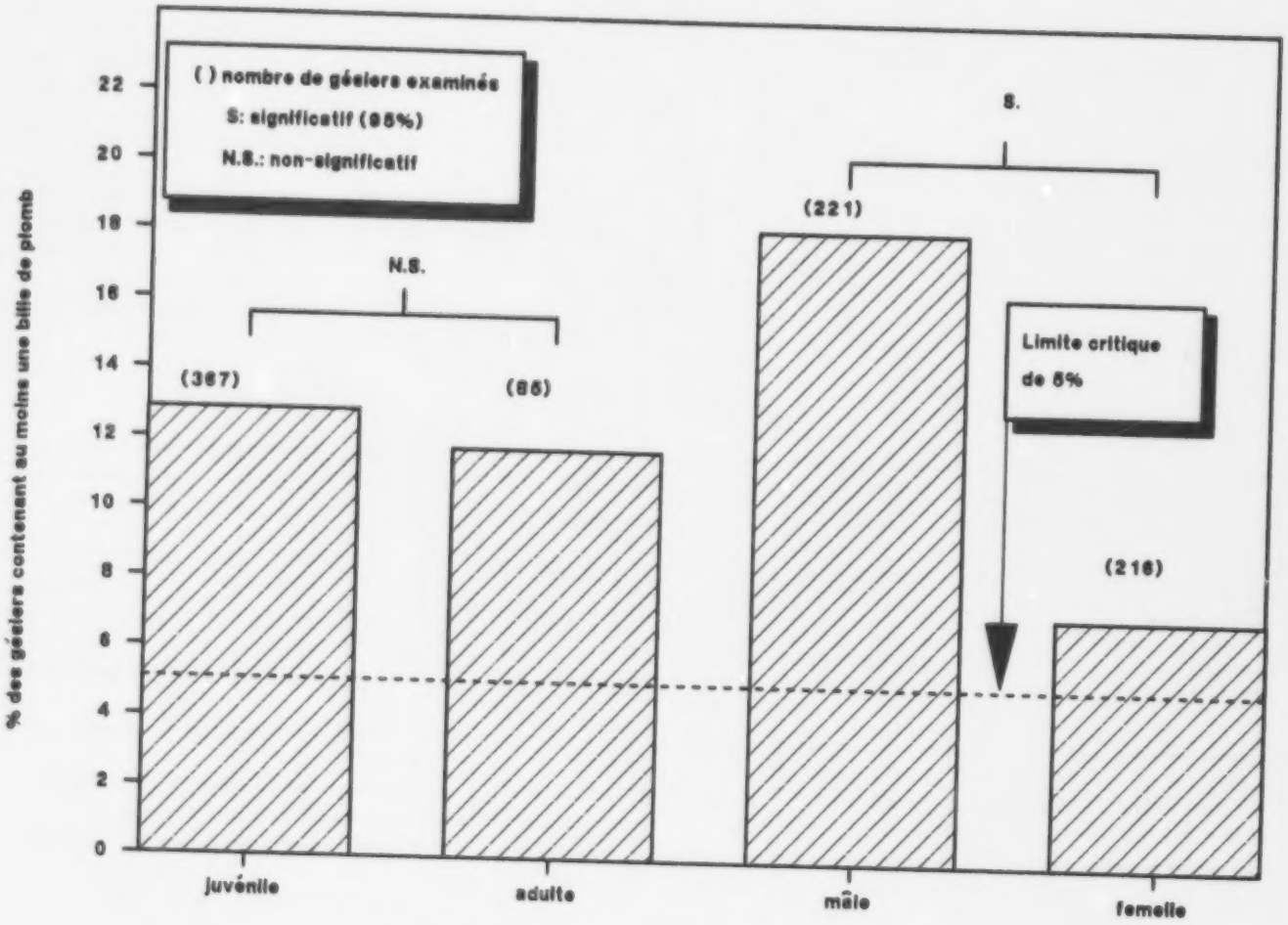


FIGURE 16. CONTAMINATION DES CANARDS BARBOTEURS DE LA REGION DE TROIS-RIVIERES SELON L'AGE ET LE SEXE (saison de chasse 1987)

été réalisée lors de la ponte, de la couvaison, de l'élevage ou de la mue, lesrésultats auraient probablement été différents, les femelles ayant une nette tendance à s'alimenter d'invertébrés, riches en protéines.

Bien que l'analyse ne permette pas d'établir de différence dans l'alimentation des mâles et des femelles, le tableau révèle une forte tendance des canards barboteurs à se nourrir de grains. Dans la région de Trois-Rivières, plus de 80% de tous les gésiers de canards barboteurs analysés contenaient des grains de maïs.

4.2.2 Saison de chasse 1988

L'acuité du problème de contamination évalué lors de la saison de chasse 1987 était suffisamment importante pour qu'une deuxième année de récolte vienne compléter les informations, dans les régions où elles étaient déficientes, ou confirmer la contamination, là où elle semblait évidente. Les résultats issus de l'analyse des gésiers récoltés lors de la saison de chasse 1988 sont éloquants (tableau 8).

Pour l'ensemble des espèces et dans toutes les régions du Québec, cette deuxième année d'analyse montre des taux de contamination supérieurs à ceux observés lors de la première année d'étude. En effet, 6% (n=5 539) des canards, des oies et des bernaches examinés contiennent au moins un plomb. Cette valeur moyenne est plus élevée que la limite de 5% reconnue comme critique.

Lorsqu'on parcourt le tableau, on constate aisément que certaines valeurs influencent la moyenne provinciale. Ainsi, l'effort de collecte considérable déployé dans la région du Saguenay-Lac St-Jean, fournit près du quart de tous les gésiers examinés. Cette région peu contaminée diminue donc la valeur moyenne de contamination de l'ensemble des régions; à l'inverse, la représentativité de la région de l'Outaouais tend à l'augmenter. Il est indéniable, et tel n'était pas l'objectif de l'étude, que l'échantillonnage

Tableau 8. Analyse de la contamination de la sauvagine par les billes de plomb dans les différentes régions du Québec, lors de la saison de chasse 19

ESPECES	RÉGIONS ADMINISTRATIVES										
	01-Bas-Saint-Laurent – Gaspésie Iles-de-la-Madeleine	02-Saguenay Lac-St-Jean	03-Québec	04-Trois-Rivières	05-Estrie	06-Montréal	07-Outaouais	08-Abitibi Témiscamingue	09-Côte-Nord	10-Nouveau-Québec	TOTAL
BARBOTEURS											
Canard malard	17	244 (4)	22	221 (18)	18 (1)	235 (22)	233 (36)	60 (2)	1	25	1 076 (83)
Hybride (noir X malard)	5	53 (2)	7	18 (1)	1	21 (1)	12 (2)	1	2	6	126 (6)
Canard noir	115 (1)	615 (18)	73 (1)	224 (21)	17	133 (13)	168 (22)	50	38	27	1 460 (76)
Canard chipeau		1		18		17 (1)	2				38 (1)
Canard siffleur d'Amérique	6	6	2	18		27	13	3		3	78
Sarcelle à ailes vertes	65	72 (1)	65	122 (5)	8 (1)	57 (2)	40	5	34	3	471 (9)
Sarcelle à ailes bleues	5	18	3	8	2	13	43 (1)				92 (1)
Canard souchet			1	11		3	1				16
Canard pilet	27 (2)	29	11	41 (1)		24	7	4 (1)	5	14	162 (4)
Canard huppé	6	10		19	11	36 (1)	161 (4)	3			246 (5)
TOTAL DES BARBOTEURS	246 (3)	1048 (25)	184 (1)	700 (46)	57 (2)	566 (40)	680 (65)	126 (3)	80	78	3 765 (185)
% des gésiers contenant du plomb	1,2	2,4	0,5	6,6	3,5	7,1	9,6	2,4	0,0	0,0	4,9
PLONGEURS											
Morillon à tête rouge			1	4		3					8
Morillon à dos blanc						2					2
Grand Morillon	4 (3)	4 (1)	13	57 (6)		52 (1)	2	3 (1)			135 (12)
Petit Morillon		25 (3)	62	75		60 (2)	33 (14)	57 (13)	7		319 (32)
Morillon à collier	6	45 (1)	23	49 (5)	10 (1)	50 (3)	183 (74)	42 (2)			408 (86)
Garrot commun	17	23 (1)	37 (1)	41		34	3	12	6		171 (2)
Garrot de Barrow	3			1							4
Petit Garrot		1	1	6		6	3	37			54
Canard roux				6							1
Grand Bec-scie				5	1	6	1	19	3		35
Bec-scie à poitrine rousse		1	3	13	1	3	5		1		19
Bec-scie couronné	3	6	4			5	16	8			56
TOTAL DES PLONGEURS	33 (3)	105 (6)	144 (1)	258 (11)	12 (1)	221 (6)	244 (88)	178 (16)	17		1 212 (132)
% des gésiers contenant du plomb	9,1	5,7	0,7	4,3	8,3	2,7	36,0	9,0	0,0		10,9
CANARDS DE MER											
Canard Kakawi				4							
Eider à duvet			4	1				1	12		17
Macreuse à bec jaune		8	9	19		17		3	6		11
Macreuse à ailes blanches	1	4	6	23		9	1	1			56
Macreuse à front blanc	2	2	2	10		7					45
TOTAL CANARD DE MER	3	14	21	57		33	1	5	18		23
% des gésiers contenant du plomb	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0		152
OIES ET BERNACHES											0,0
Petite Oie blanche			3								
Grande Oie blanche		2	104 (2)	29 (2)		11				52 (1)	55 (1)
Bernache du Canada	3	43	12	7		21 (2)	1	11 (1)		15	146 (4)
Bernache Cravant						2					113 (3)
TOTAL OIES ET BERNACHES	3	45	119 (2)	36 (2)		34 (2)	1	11 (1)		67 (1)	2
% des gésiers contenant du plomb			1,7	5,6		5,9	0,0	9,0		1,5	316 (8)
CANARDS INDETERMINES	5	30	5	37 (4)		17 (1)					2,5
TOTAL	290 (6)	1242 (31)	473 (4)	1088 (63)	69 (3)	871 (49)	926 (153)	320 (20)	145	145 (1)	94 (5)
% des gésiers contenant du plomb	2,1	2,5	0,8	5,8	4,3	5,6	16,5	6,3	0,0	0,7	5 539 (330)
											6,0

( ) Nombre de gésiers contenant au moins un plomb

n'a pas été réalisé de façon aléatoire, il est donc nécessaire d'analyser les résultats région par région.

La figure 17 illustre la contamination des différentes espèces lors de la saison de chasse 1988. D'abord, examinons la région du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie. Sur les 290 gésiers examinés, il n'y a que 6 d'entre eux qui contiennent au moins un plomb, ce qui équivaut à 2,1% des gésiers contaminés. Cette valeur masque cependant une autre réalité. Les gésiers contaminés proviennent tous du secteur des Iles-de-la-madeleine. Si on considère que ce secteur a fournit 68 gésiers, c'est 8,8% des oiseaux qui ont ingéré au moins un plomb. Bien que cet échantillon soit restreint, les résultats obtenus confirment les observations faites par Nadeau (1987). Il est probable que l'insularité des Iles-de-la-Madeleine favorise l'existence d'un problème de contamination local.

Les trois régions déjà identifiées comme propices à la contamination de la sauvagine fournissent des taux de contamination supérieurs à la limite critique pour une deuxième année consécutive. Les valeurs sont toutefois légèrement différentes de celles obtenues en 1987. Ainsi, dans la région de Trois-Rivières, 5,8% (n=1 088) des gésiers contiennent au moins un plomb. Cette valeur est moins élevée que lors de la saison de chasse précédente. La région de Montréal, avec une valeur de 5,8% (n=871) de gésiers contaminés présente un portrait comparable à celui de 1987.

Une des conclusions avancées par la plupart des chercheurs, identifie les régions contaminées à celles fortement utilisées par la chasse à la sauvagine. Il est en effet évident que les risques que la sauvagine ingère des grenailles de plomb sont plus grands lorsque le taux de déposition de ce contaminant est élevé. Pourtant, en 1987, une région ne semblait pas présenter cette évidence: la région de l'Outaouais. Avec une récolte de moins d'une centaine de gésiers, l'échantillon ne présentait qu'un taux de contamination de 1,7%. Lors de la saison de chasse 1988, des efforts de récolte soutenus

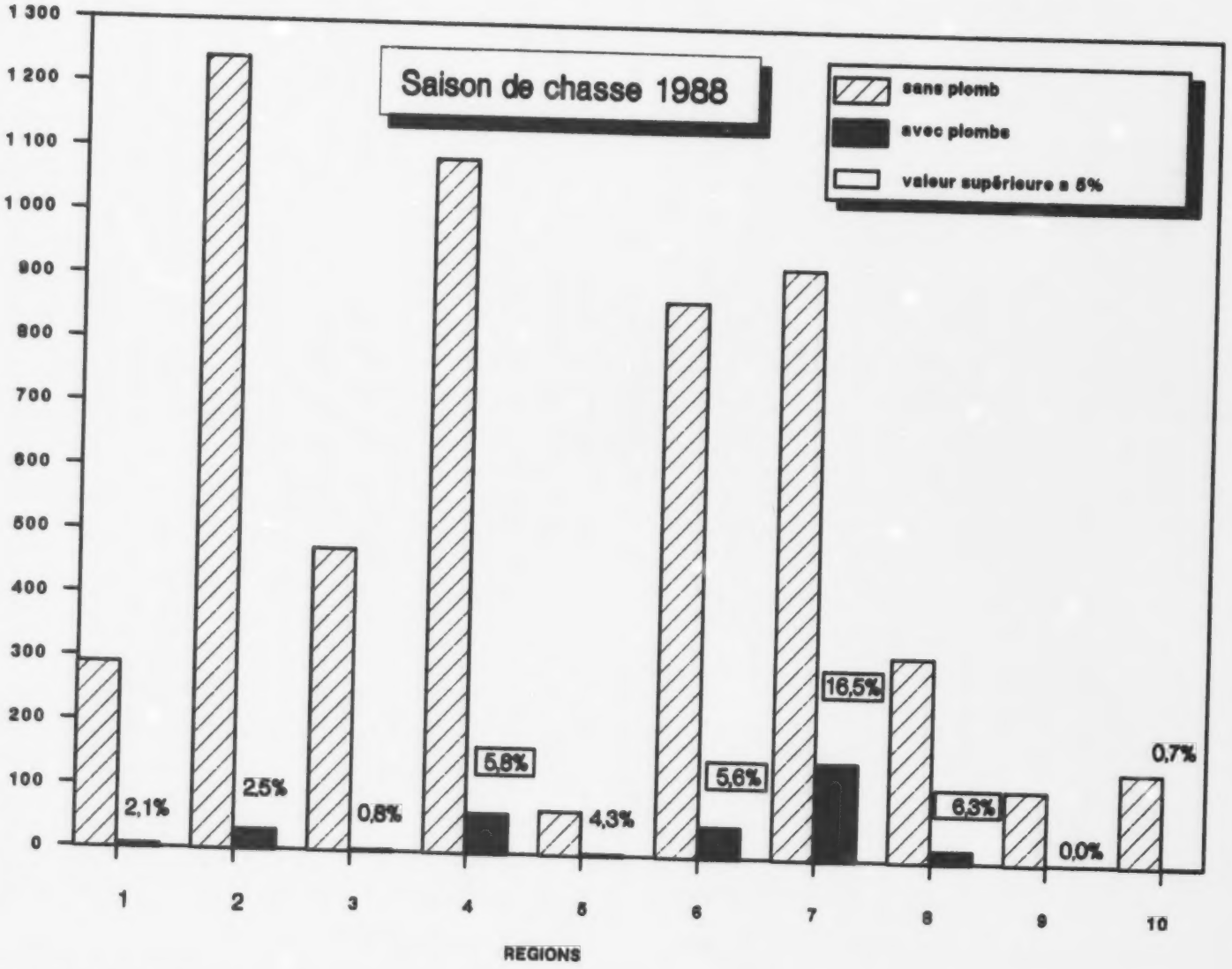


FIGURE 17. CONTAMINATION DES CANARDS, DES BERNACHES ET DES OIES DANS LES DIFFERENTES REGIONS DU QUEBEC EN 1988

ont permis d'atteindre un effectif de 926 gésiers, dont 16,5% contenaient au moins un plomb. Cette région présente donc le taux de contamination le plus élevé en 1988. Enfin, les oiseaux de la région de l'Abitibi-Témiscamingue montrent un taux de contamination de l'ordre de 6,3% (n=320). Cette valeur est nettement inférieure à celle de 1987.

Compte tenu du comportement alimentaire qui diffère chez les espèces de canards, des oies et de la bernache, et puisque les canards de mer, les oies et les bernaches semblent moins affectés par l'ingestion des plombs de chasse, il est nécessaire d'analyser la contamination de ces différentes espèces. La figure 18 trace le portrait de la fréquence d'ingestion des billes de plomb. On constate que tous les gésiers de canards de mer analysés sont exempts de grenaille de plomb. Les oies et les bernaches présentent aussi des valeurs en deçà du seuil critique puisque 2,5% (n=316) des gésiers analysés contenaient au moins un plomb.

Cette figure révèle aussi que les canards barboteurs et les canards plongeurs demeurent les groupes les plus contaminés par la grenaille de plomb. Dans le cas des canards barboteurs, 4,9% (n=3 765) des oiseaux avaient ingéré de la grenaille de plomb. Cette valeur est légèrement inférieure à celle observée lors de la saison de chasse 1987 qui était de 5,2 (figure 9). Il faut toutefois noter que les canards barboteurs, particulièrement le Canard noir et le Canard malard de la région du Saguenay Lac-St-Jean, nombreux (plus du quart de la récolte totale) et peu contaminés, influencent la valeur moyenne pour l'ensemble du Québec.

Les canards plongeurs montrent aussi des signes de contamination puisque 10,9% des gésiers examinés (n=1 212) contenaient au moins un plomb. Cette valeur est plus élevée que lors de la campagne de récolte de 1987; la hausse est attribuable à un effort de récolte plus soutenu dans la région de l'Outaouais. Le Morillon à collier (Aythya collaris) montre des signes

FIGURE 18 . CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS L'ENSEMBLE DU QUEBEC EN 1988
% des gésiers contenant au moins une bille de plomb
( ) Nombre d'oiseaux contaminés
Limite critique de 5%
Canard malard
canard hybride
Canard noir
Canard chipeau
Canard siffleur d'Amérique
Sarcelle à ailes vertes
Sarcelle à ailes bleues
Canard souchet
Canard pilet
Canard huppé
ENSEMBLE DES CANARDS BARBOTEURS
Morillon à tête rouge
Morillon à dos blanc
Grand Morillon
Petit Morillon
Morillon à collier
Garrot commun
Garrot de Barrow
Petit Garrot
Canard roux
Grand Bec-scie
Bec-scie à poitrine rousse
Bec-scie couronné
ENSEMBLE DES CANARDS PLONGEURS
Canard Kakawi
Eider à duvet
Macreuse à bec jaune
Macreuse a ailes blanches
Macreuse à front blanc
ENSEMBLE DES CANARDS DE MER
Petite Oie blanche
Grande Oie blanche
Bernache du Canada
Bernache Cravant
ENSEMBLE DES OIES ET DES BERNACHES
Indéterminés
TOUTES LES ESPECES
(83)
(6)
(76)
(5)
(1)
(9)
(1)
(0)
(4)
(5)
(185)
(56)
(32)
(12)
(0)(0)
(2)
(0)(0)(0)(0)(0)(0)
(132)
(0)(0)(0)(0)(0)
(0)
(1)
(4)
(3)
(0)
(8)
(5)
(330)

particulièrement évidents de contamination puisque 21% des spécimens (n=408) ont ingéré au moins une bille de plomb.

Les canards plongeurs et les canards barboteurs présentent, pour une deuxième année consécutive, des problèmes de contamination qui, dans bien des cas, dépassent les seuils critiques identifiés précédemment. La figure 19 permet d'analyser la fréquence d'ingestion de plomb des canards barboteurs dans les différentes régions étudiées. Ce groupe de canards montre des taux anormalement élevés de plomb dans le gésier dans les régions de Trois-Rivières (6,6%), de Montréal (7,1%) et de l'Outaouais (9,6%).

Cette figure fournit également des informations sur la contamination de deux espèces particulièrement abondantes dans la récolte des chasseurs: le Canard noir et le Canard malard. En y regardant de plus près, on retrouve des grenailles de plomb dans 9,4% des Canards noirs récoltés dans la région de Trois-Rivières, 9,8% de ceux abattus dans la région de Montréal et 13,1% de la récolte de Canards noirs de l'Outaouais. Dans le cas du Canard malard, 8,1% de la récolte de la région de Trois-Rivières est contaminée alors que 9,4% de la récolte de la région de Montréal et 15,4% de celle de l'Outaouais présentent les mêmes problèmes. Si dans l'ensemble, ces résultats sont légèrement inférieurs à ceux de la saison 1987 dans la région de Trois-Rivières, ils présentent une légère augmentation dans la région de Montréal. Dans la région de l'Outaouais, les résultats sont nettement plus élevés que les valeurs jugées acceptables.

La même analyse réalisée avec les canards plongeurs (figure 20), permet d'identifier cinq régions où la proportion de gésiers contaminés par rapport aux gésiers exempts de plomb dépasse le seuil critique de 5%. Bien que quelques résultats s'appuient sur de faibles effectifs, les canards plongeurs des régions du Bas-St-Laurent-Gaspésie (9,1% n=33), du Saguenay-Lac-St-Jean (5,7% n=105), de l'Estrie (8,3% n=12), de l'Abitibi-Témiscamingue (9,0% n=178)

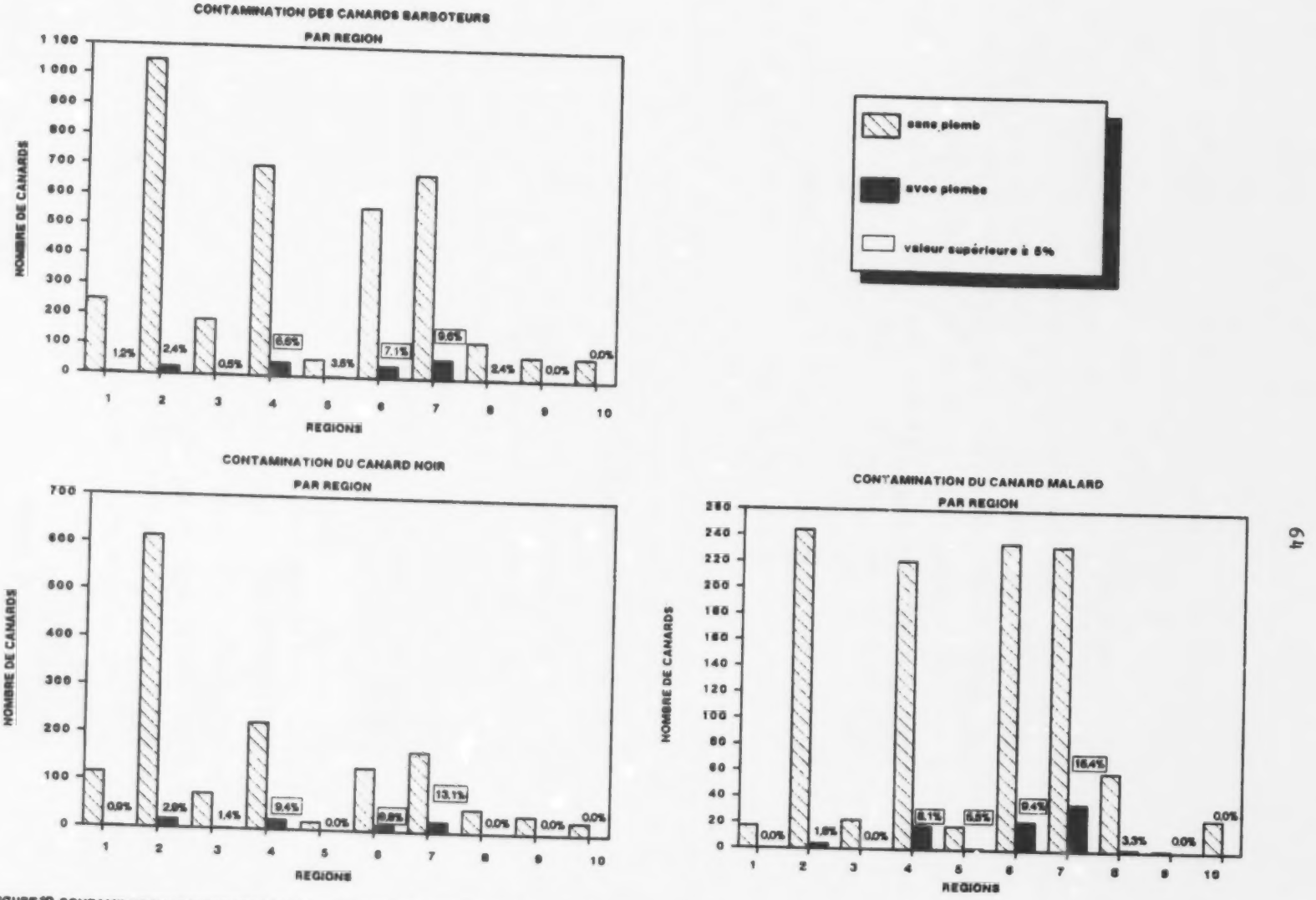
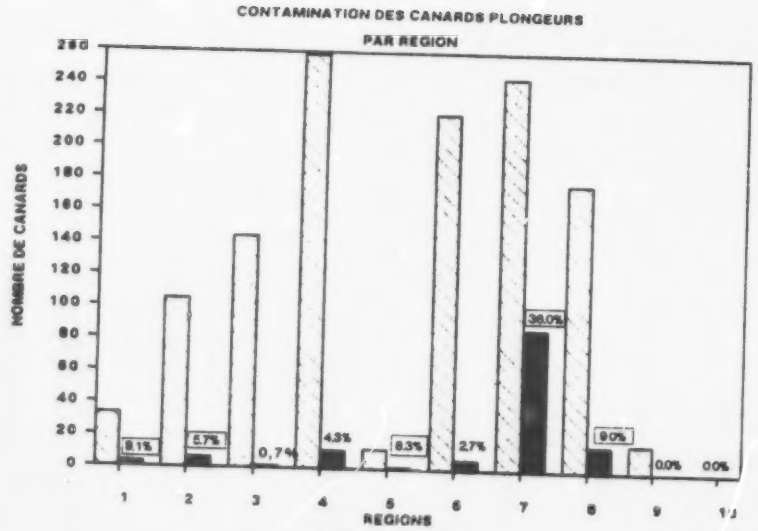
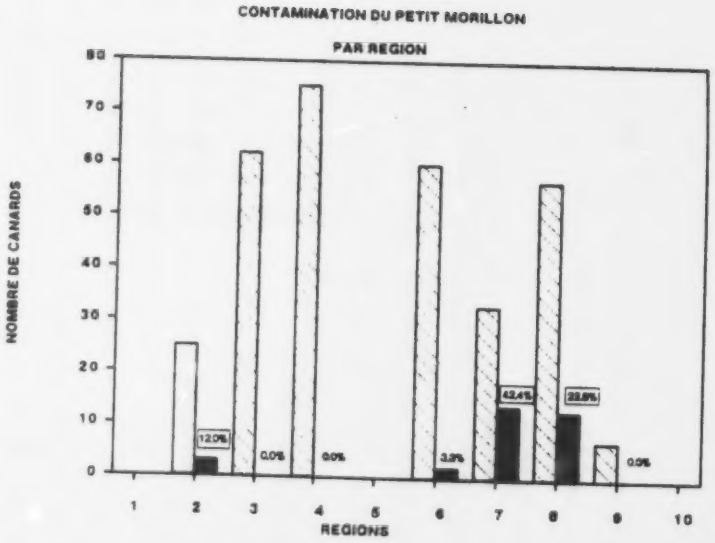
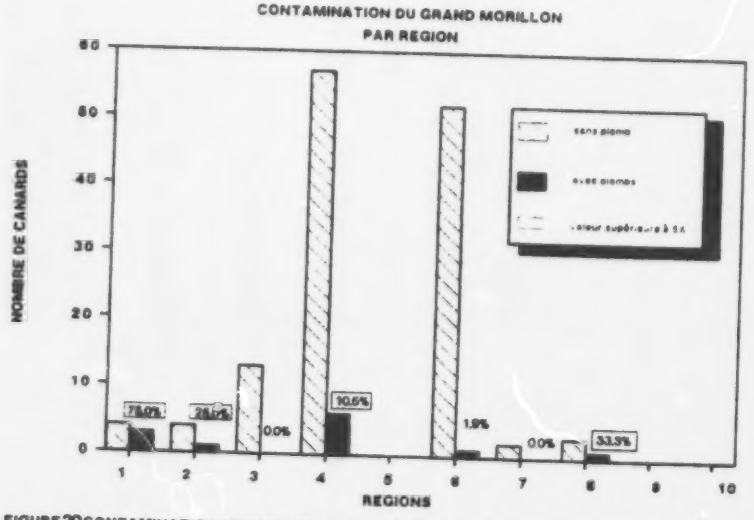


FIGURE 19. CONTAMINATION DES CANARDS BARBOTEURS DANS LES DIFFERENTES REGIONS DU QUEBEC EN 1988







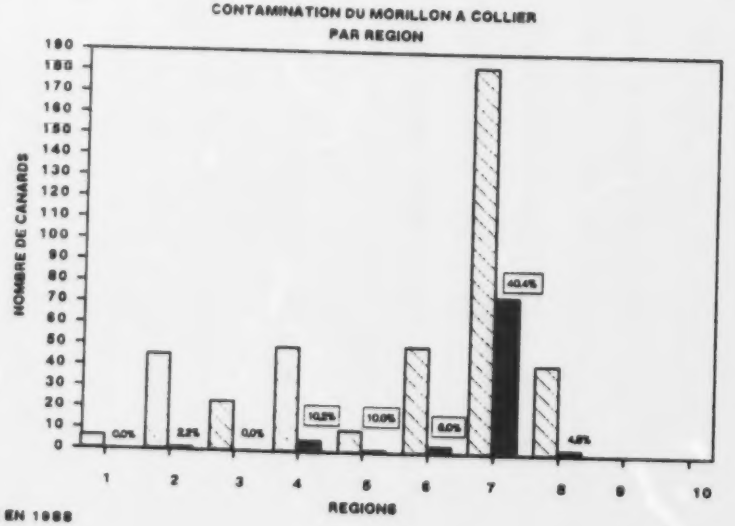


FIGURE 20 CONTAMINATION DES CANARDS PLONGEURS DANS LES DIFFERENTES REGIONS DU QUEBEC EN 1988

et surtout de l'Outaouais (36,0% n=244) offrent un portrait peu reluisant du problème de contamination de la sauvagine par les billes de plomb.

Trois espèces semblent particulièrement affectées par l'ingestion de billes de plomb, il s'agit du Grand Morillon, du Petit Morillon et du Morillon à collier. Mis à part les effectifs régionaux trop faibles pour être significatifs, le Grand Morillon montre des signes inquiétants de contamination dans la région de Trois-Rivières, puisque 10,5% (n=57) des gésiers analysés contenaient au moins un plomb.

Dans le cas du Petit Morillon, la contamination des gésiers de la région du Saguenay-Lac-St-Jean (12,0% n=25), de l'Abitibi-Témiscamingue (22,8% n=57) et surtout ceux de l'Outaouais (42,4% n=33) dépasse celle généralement jugée comme critique. Enfin, la situation du Morillon à collier dans les régions de Trois-Rivières (10,2% n=49), de l'Estrie (10,0% n=10), de Montréal (6,0% n=50) et particulièrement la région de l'Outaouais (40,4% n=183) révèle un problème de contamination par les billes de plomb.

Dans l'ensemble, les canards plongeurs présentent des valeurs similaires ou supérieures à celles observées en 1987.

On constate, pour une deuxième année consécutive, des écarts importants dans la contamination des canards entre les régions. Il s'avère donc nécessaire d'examiner le problème dans les régions plus problématiques, soit les régions de Trois-Rivières, de Montréal, de l'Outaouais et de l'Abitibi-Témiscamingue.

La région de Trois-Rivières montre, pour une deuxième année consécutive, des taux de contamination supérieurs à la valeur critique de 5% (figure 21). Pour l'ensemble des espèces, 5,8% des gésiers examinés contiennent au moins un plomb. Le Canard malard (8,1%), le Canard noir (9,4%) le Grand Morillon (10,5%) et le Morillon à collier (10,2%) sont les espèces qui

FIGURE 28.CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE TROIS- RIVIERES EN 1988

montrent des taux de contamination les plus importants. Dans l'ensemble, ces valeurs sont toutefois légèrement moins élevées que lors de la saison de chasse 1987.

Quelques espèces récoltées dans la région de Montréal montrent aussi des taux de contamination qui dépassent la valeur critique (figure 22). Le Canard malard (9,4%) et le Canard noir (9,8%) sont les deux principales espèces dont les gésiers contenaient au moins un plomb. Dans cette région, l'ensemble des canards barboteurs est donc le groupe le plus contaminé. Cette situation est légèremnt différente de celle de 1987, puisque lors de cette première année d'étude, ce sont les canards plongeurs qui montraient des taux de contamination plus élevés.

Presque toutes les espèces de la région de l'Outaouais montrent des taux de contamination largement supérieurs au seuil critique (figure 23). Le Canard malard et le Canard noir, particulièrement abondants dans la récolte des chasseurs, offrent une image inquiétante du problème de contamination dans cette région. Le plomb est présent dans 15,4% des gésiers des Canards malards (n=233), alors que ce contaminant affecte 13,1% des Canards noirs (n=168). Bien que l'analyse de ces deux espèces est à elle seule éloquente, la situation apparaît encore plus critique lorsqu'on illustre la contamination du Petit Morillon (42,4% des gésiers contaminés, n=33) et du Morillon à collier (40,4% des gésiers contaminés, n=183). Bien que certains spécialistes considèrent la contamination des canards plongeurs comme peu problématique, compte tenu de leur tolérance à l'empoisonnement, le taux de contamination de ce groupe d'espèces dans la région de l'Outaouais est plus élevé que la plupart des résultats présentés dans la littérature nord-américaine.

Enfin, dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, seuls les canards plongeurs montrent des signes de contamination suffisamment élevés pour susciter une analyse (figure 24). Pour l'ensemble de ce groupe d'espèces, on retrouve des plombs dans 9,0% (n=178) des gésiers récoltés. Cette valeur,

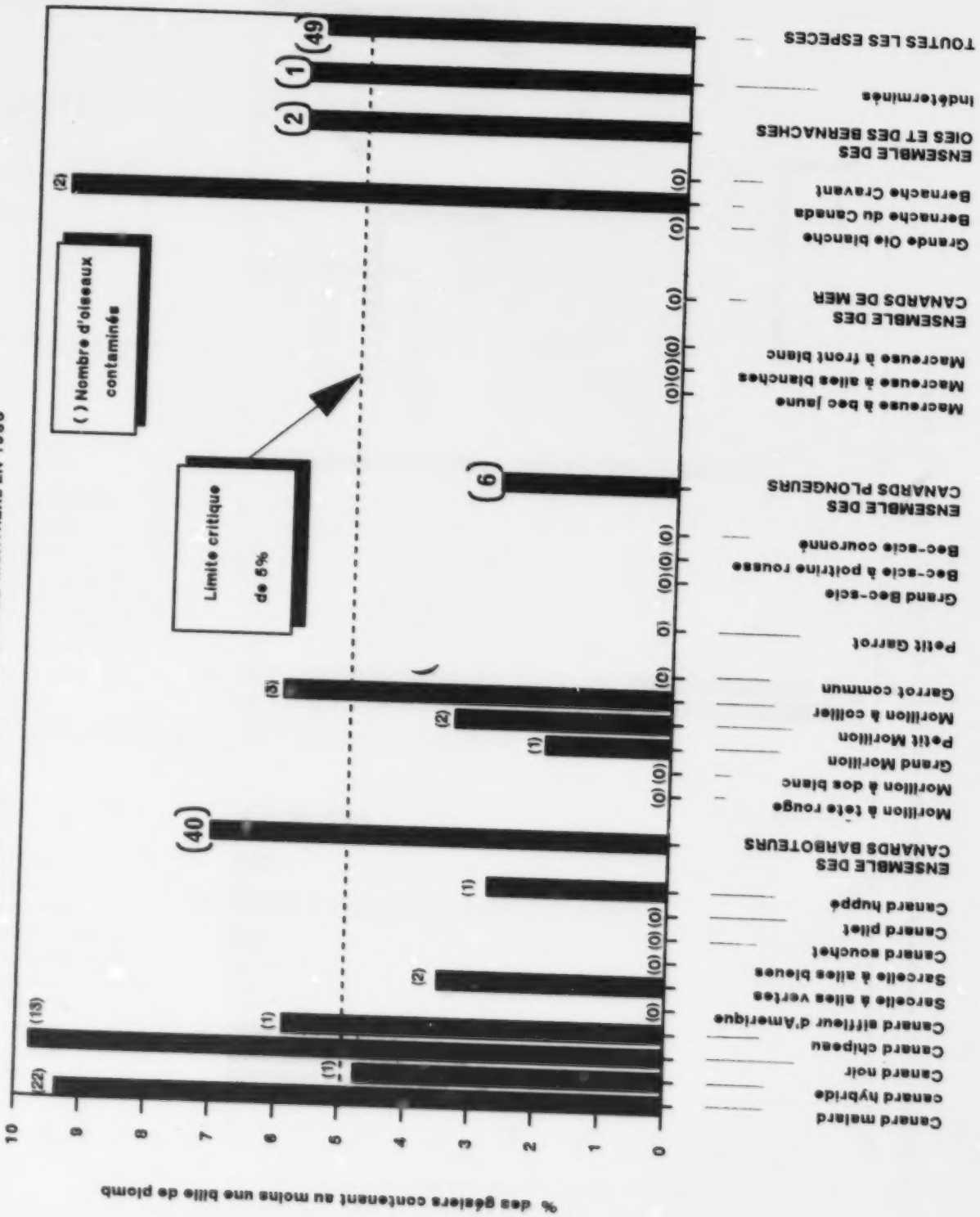


FIGURE 22. CONTAMIANTION DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE MONTREAL EN 1988

FIGURE 23. CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE L'OUTAOUAIS EN 1988

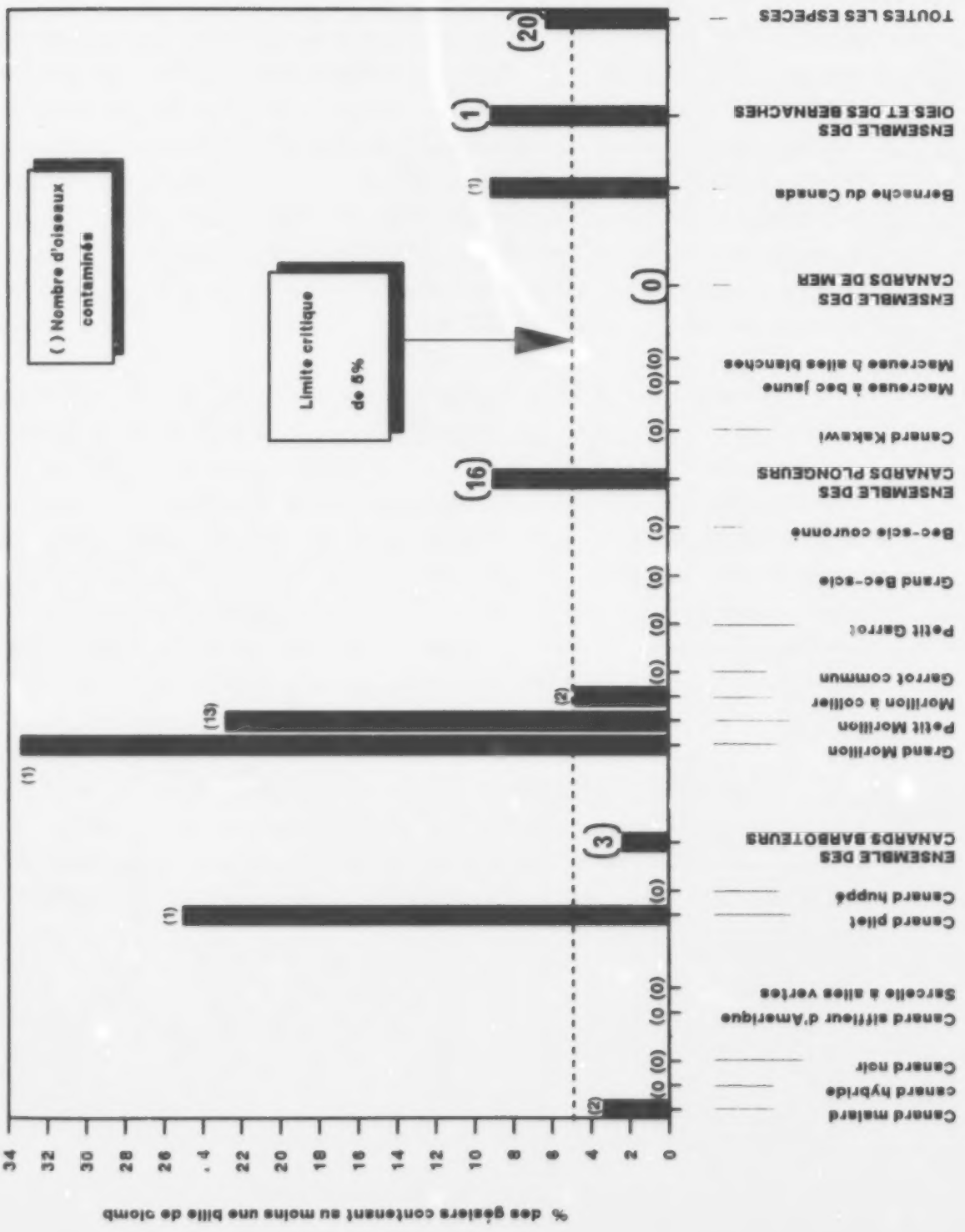


FIGURE 24. CONTAMINATION DES DIFFERENTES ESPECES DANS LA REGION DE L'ABITIBI-TEMISCAMINGUE EN 1988

bien que supérieure à la limite de 5%, montre une nette diminution par rapport à la saison de chasse 1987.

Le dénombrement des billes de plomb trouvées dans les gésiers contaminés en 1988 (tableau 9) fournit quelques valeurs similaires à ceux de la campagne de collecte de 1987. Chez l'ensemble des canards barboteurs, 67,0% des oiseaux contaminés ne contenaient qu'une seule bille de plomb (66,0% en 1987). Toutefois, les canards plongeurs montrent des valeurs légèrement différentes, puisque la contamination par une seule bille de plomb n'est présente que chez 43,2% des oiseaux (54,0% en 1987). Ainsi, il y a plus de canards plongeurs qui ont ingéré plus d'une bille que lors de la première année de collecte de gésiers, en 1987.

La contamination des différents groupes de canards semblent, dans certains cas, influencée par l'âge et le sexe. Cette situation n'est toutefois pas généralisée et ne peut expliquer une tendance nette quant à la susceptibilité des oiseaux à la contamiantion, selon l'âge ou le sexe. Ainsi, pour l'ensemble des canards barboteurs et sur l'ensemble du territoire québécois, il n'y a pas de différence significative ($P<0,05$), entre la contamination des jeunes et des adultes. Cette différence n'est pas non plus significative entre les mâles et les femelles. Cette différence n'apparaît que chez le Canard malard de la région de l'Outaouais, alors que les mâles sont significativement ($P<0,05$) plus contaminés que les femelles.

La situation est différente dans le cas des canards plongeurs, puisque pour ce groupe d'espèces et dans l'ensemble du Québec, les juvéniles montrent un taux de contamination supérieur à celui des adultes. Cette différence est significative à 95%. Cette différence n'est toutefois pas significative chez les mâles et les femelles.

Tableau 9. Dénombrement des billes de plomb trouvées dans les gésiers contaminés en 1988

Espèces	Nombre de gésiers examinés	Nombre de gésiers avec billes	1 bille	2 billes	3 billes	4 billes	5 billes	+ de 6 billes
		nombre (%) 1	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2	nbre (%) 2
Canard malard	1 076	83 (7,7)	52 (62,6)	20 (24,1)	1 (1,2)	3 (3,6)	1 (1,2)	6 (7,2)
Canard noir	1 460	76 (5,2)	52 (68,4)	12 (15,8)	2 (2,6)	3 (3,9)	2 (2,6)	5 (6,6)
Autres barboteurs	1 229	26 (2,1)	20 (77,0)	5 (19,2)	- -	- -	1 (3,8)	- -
TOTAL BARBOTEURS	3 765	185 (4,9)	124(67,0)	37 (20,0)	3 (1,6)	6 (3,2)	4 (2,1)	11 (5,9)
Grand Morillon	135	12 (8,9)	8 (66,6)	2 (16,6)	- -	1 (8,3)	1 (8,3)	- -
Petit Morillon	319	32 (10,0)	11 (34,4)	7 (21,9)	7 (21,9)	1 (3,1)	- -	6 (18,7)
Morillon à collier	408	86 (21,1)	37 (43,0)	23 (26,7)	6 (7,0)	12 (13,9)	2 (2,3)	6 (7,0)
Garrot commun	171	2 (1,2)	1 (50,0)	1 (50,0)	- -	- -	- -	- -
TOTAL PLONGEURS	1 212	132 (10,9)	57 (43,2)	33 (25,0)	13 (9,8)	14 (10,6)	3 (2,3)	12 (9,1)
TOTAL (toutes (les espèces)	3315	330 (6,0)	191(57,9)	70 (21,2)	17 (5,1)	21 (6,4)	7 (2,1)	24 (7,3)

1: Calculé sur le nombre de gésiers analysés.
2: Calculé sur le nombre de gésiers contaminés.

4.3 Discussion

L'étude de la contamination de la sauvagine par la grenaille de plomb dans les différentes régions du Québec qui s'est échelonnée sur deux années consécutives et qui a permis l'analyse d'un nombre considérable de gésiers, révèle que le problème est bien réel dans quatre régions, principalement celles fortement visitées par les chasseurs. En 1987, la région de Trois-Rivières et celle de Montréal montraient des taux élevés de contamination des canards barboteurs, alors que les canards plongeurs de la région de l'Abitibi-Témiscamingue examinés montraient des signes évidents d'ingestion de billes de plomb. Lors de cette première année d'étude, la collecte de gésiers de la région de l'Outaouais était insuffisante pour tirer profit de cette analyse.

La deuxième année de collecte confirme l'existence du problème avec une certaine modulation dans les résultats. Elle ajoute au portrait général, la situation particulièrement inquiétante qui prévaut dans la région de l'Outaouais. Les paramètres étudiés ne permettent pas d'identifier clairement les facteurs qui influencent la contamination des oiseaux. Le Québec offre évidemment des conditions biophysiques différentes de celles du sud des Etats-Unis, là où le problème est le mieux documenté. La situation demeure toutefois préoccupante et il est à tout le moins possible d'établir comme premier constat, que les trois régions méridionales contaminées correspondent aux secteurs fortement recherchés par les chasseurs. La figure 25, tirée de Boyd et Finney (1979) montre en effet que dans l'est du Canada, la récolte de toutes les espèces de canards présente la valeur la plus élevée dans la portion comprise entre Montréal et Trois-Rivières.

Les régions contaminées servent d'halte migratoire ou de lieux de reproduction et d'élevage aux différentes espèces. Les oiseaux contaminés ingèrent donc les billes sur d'autres territoires lors de leur migration, ou encore directement dans le secteur où ils sont abattus. Il est probable que les oiseaux qui nichent dans la région du lac Saint-Pierre, de Montréal et le

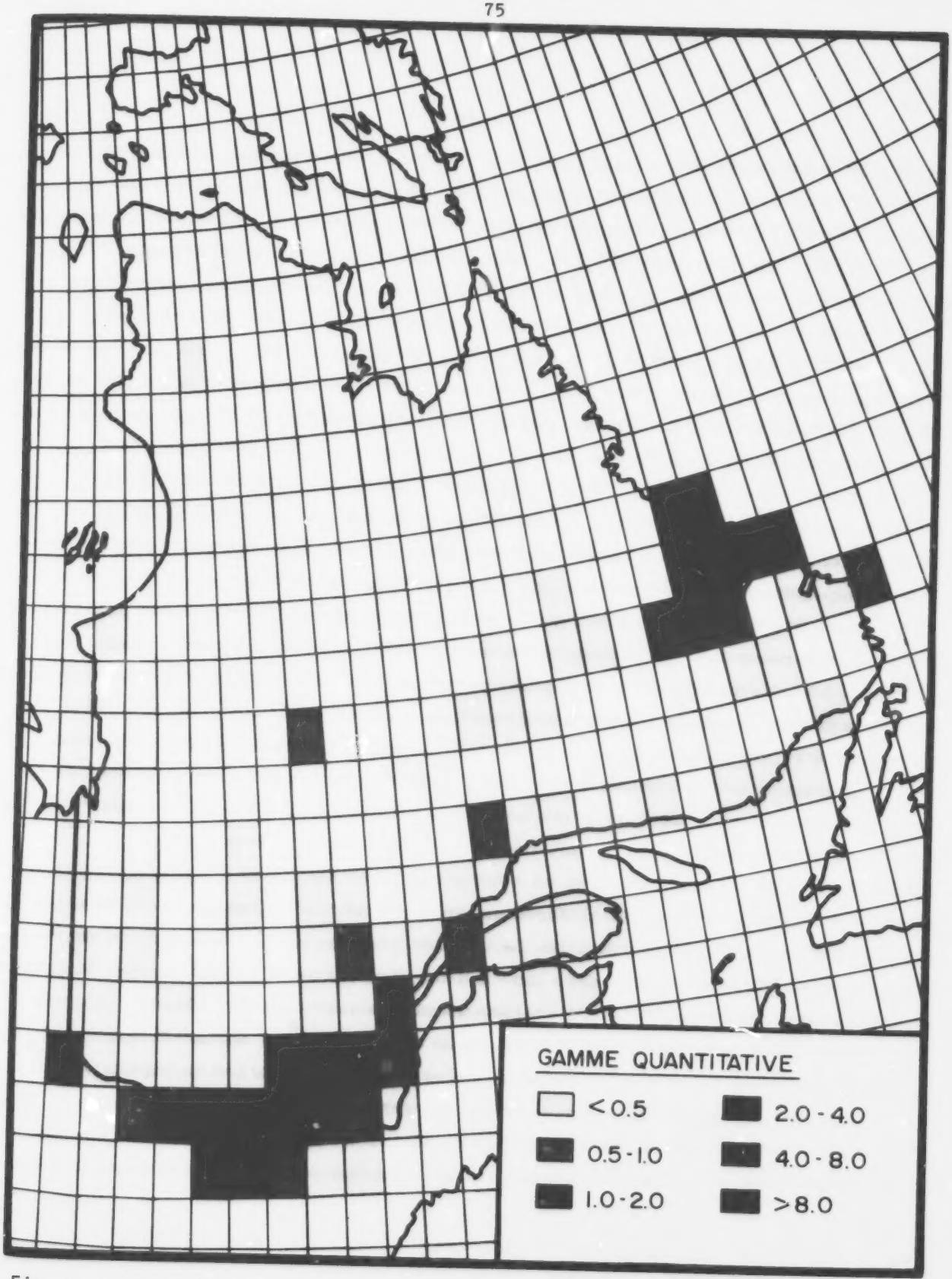


Figure 25. Répartition des prises moyennes (par km^2) de toutes les espèces de canards au Canada en 1974-1975 (tiré de Boyd et Finney, 1979)

long de l'Outaouais, ingèrent des billes de plomb au cours de la période de reproduction et d'élevage. Les billes qui sont ingérées auraient été déposées lors de la période de chasse de l'année précédente. L'hypothèse s'appuie sur le fait que plusieurs gésiers examinés provenaient de canards abattus lors de l'ouverture de la saison de chasse. Ainsi, dans la région de Trois-Rivières, lors de la saison de chasse 1987, 9,8 % des canards abattus lors de la fin de semaine d'ouverture de la chasse (19 et 20 septembre 1987) avaient ingéré des plombs de chasse. En 1988, dans la région de l'Outaouais, 12,1% des canards abattus lors de la fin de semaine d'ouverture (17 et 18 septembre) étaient contaminés.

C'est donc tout le sud-ouest du Québec qui serait aux prises avec le problème d'ingestion des billes de plomb. Cette situation contredit les arguments des intervenants qui signalent que le problème de contamination ne peut être comparé à celui de nos voisins américains, puisque les oiseaux n'hivernent pas au Canada. Certes, la plupart des canards migrent vers le sud, toutefois le couloir fluvial compris entre Hull et le lac Saint-Pierre supporte de bonnes populations de canards qui utilisent les habitats, soit pour la reproduction et l'élevage des jeunes, soit comme halte migratoire au printemps et à l'automne. Si les billes de plomb sont alors disponibles, les oiseaux augmenteront leur chance d'être contaminés, compte tenu des temps de séjour qui sont suffisamment longs.

Il y a peu de différences entre la contamination des canards mâles et femelles et ce, tant chez les barboteurs que chez les plongeurs. On ne trouve cette différence que chez les canards barboteurs récoltés au lac St-Pierre (région de Trois-Rivières) en 1987 ainsi que les canards malards récoltés en 1988 dans la région de l'Outaouais. Selon Dennis et North (1987), la différence entre la contamination des mâles et des femelles s'expliquerait, en partie, par le régime alimentaire qui diffère au cours du cycle vital. Chez les femelles, certaines activités obligent les oiseaux à ingérer une nourriture riche en protéines; elles ont alors tendance à rechercher les invertébrés

cachés dans la végétation, ce qui diminue le risque d'ingestion des plombs. Dans notre analyse, la période de chasse correspond aux grands travaux de récoltes dans les champs agricoles, les champs sont alors pourvus de grains, facilement disponibles à l'ensemble de la communauté aviaire. La disponibilité des grains de maïs peut être aussi le fruit du phénomène d'appâtage qui sévit dans certains secteurs du lac St-Pierre.

Le fait que ces oiseaux ingèrent du grain en grande proportion les rend beaucoup plus vulnérables à l'intoxication par les billes de plomb. On peut donc supposer que les canards contaminés augmentent leur susceptibilité au plomb dans les régions où les champs agricoles constituent le lieu de prédilection pour l'alimentation. L'équation est donc relativement simple: le couloir fluvial au sud-ouest du Québec constitue un territoire fortement utilisé pour la reproduction et l'élevage des canards barboteurs; il constitue en même temps des haltes migratoires importantes. Ce territoire, situé en zone urbaine et péri-urbaine, représente le secteur de chasse le plus fréquenté à l'est du Canada et favorise nettement une accumulation de billes de plomb. Enfin, les zones agricoles qui se juxtaposent aux plans et aux cours d'eau de ce secteur et les sites d'appâtage fournissent une source de nourriture qui, selon tous les auteurs, favorisent l'intoxication.

Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, la contamination des canards plongeurs est confirmée par trois années de récolte de gésiers. Le problème est particulier au lac Rouyn, puisque en 1987, sur les 177 gésiers de canards plongeurs examinés dans cette région, 40 étaient contaminés par la grenaille de plomb et de ce nombre, 38 provenaient du lac Rouyn. En 1988, la majorité (15) des canards contaminés proviennent du même lac. Puisque le problème semble localisé à ce lac, on ne peut douter qu'il origine de ce plan d'eau. Il semble que des conditions particulières favorisaient jusqu'à tout récemment, l'ingestion des plombs par les canards plongeurs. A ce titre, les résultats ne peuvent corroborer les hypothèses de Lapointe (1986), selon lesquelles les canards seraient contaminés avant même d'atteindre la région de

l'Abitibi-Témiscamingue. Si tel était le cas, le problème serait plus régional et ne se limiterait pas au lac Rouyn. Au cours de la dernière année, le lac Rouyn a été utilisé comme bassin de décantation pour les eaux usées de la région (Verreault, com. pers.). Il semble que la sédimentation importante issue de cette procédure d'assainissement ait déjà commencé à recouvrir le substrat naturel du lac, diminuant ainsi la disponibilité des billes de plomb. Ce phénomène expliquerait la moins grande contamination des canards plongeurs lors de la saison de chasse 1988.

Enfin, à l'autre extrémité de la province, aux Iles-de-la-Madeleine, le taux de contamination de 8,8% confirme les estimations de Nadeau (1987). Dans cette région, le problème semble toutefois localisé au secteur des Iles. Il est probable que certains facteurs, tels le type de substrat, la concentration des oiseaux dans certaines lagunes et la concentration des chasseurs, favorisent l'ingestion des billes de plomb dispersées dans ces habitats.

CONCLUSION

L'étude de l'incidence des plombs de chasse dans les gésiers de canards, d'oies et de bernaches dans les différentes régions du Québec, fournit une image relativement inquiétante du problème de contamination. L'étude n'a pas cherché à alimenter les controverses soulevées dans la revue de littérature; tel n'était pas le mandat. Toutefois, en utilisant des valeurs indicatrices, largement acceptées par la communauté scientifique, il est possible d'identifier les secteurs les plus problématiques.

L'analyse des résultats permet de conclure que les régions fortement fréquentées par les chasseurs présentent des taux de contamination supérieurs au seuil considéré comme critique. Certaines régions sont exemptes de problèmes sérieux, c'est le cas notamment de la Côte-Nord et du Saguenay Lac-St-Jean. Dans la région du Bas-St-Laurent-Gaspésie, seul le secteur des Iles-de-la-Madeleine semble montrer des signes de contamination. Des facteurs ponctuels influencent probablement le taux d'ingestion de la grenaille par les oiseaux aquatiques. Dans les régions méridionales: à Trois-Rivières, à Montréal et dans l'Outaouais, les taux de contamination sont élevés et doivent être considérés avec attention.

Il est indéniable que les canards de certaines régions subissent les préjudices de la grenaille de plomb. Bien que la récente vision québécoise demeure peu documentée par rapport aux Etats-Unis, les valeurs sont suffisamment éloquentes pour conclure que la proportion de canards abattus dans les régions les plus fréquentées par les chasseurs ingèrent des billes de plomb

au-delà des limites jugées comme acceptables. Il ne fait pas de doute que le Québec, à l'instar de ses partenaires canadiens, devra se pencher sur l'utilisation du plomb pour la chasse aux oiseaux migrateurs.

BIBLIOGRAPHIE

Anderson, W.L. and G.C. Sanderson. 1979. Effectiveness of steel shot in 3 inch, 12-gauge shells for hunting Canada geese. Wildl. Soc. Bull. 7(4):213-220.

Bailey, B. 1988. ECWAC Technical Sub-committee, Report on the Lead Shot Discussion on january 15, 1988. 10 p. non publié

Bellrose, F.C. 1959. Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. Illinois Natural History Survey Bulletin. 27, Art 3. 235-288.

Beer, J.V. and P. Stanley. 1965. Lead poisoning in the Slimbridge wildfowl collection. Wildfowl Trust Annual Rpt. 16:30-34.

Boyd, H. et G.H.Finney. 1979. Les chasseurs d'oiseaux migrateurs considérés comme gibier et la chasse au Canada. Service canadien de la faune, Série de rapports n°43, 135p.

Brewer, L.W. 1981. A new apparatus for separating lead shot from waterfowl gizzard contents. J. Wildl. Manage. 45(2):496-498.

Carney, S.M. 1971. Preliminary keys to waterfowl age and sex identification by means of wing plumage. Canadian Wildlife Service 76 p.

Cochrane, R.L. 1976. Crippling effects of lead, steel and copper shot on experimental Mallards. Wildl. Monogr. 51:8-19

Dennis, D.A. 1987. Report on effect of lead ingestion on mallard at lake St-Clair. 3 p. non publié.

Dennis, D.A. and N.R. North. 1987. Lead ingestion studies on Ontario waterfowl, 1980-1983. 6 p.

Drolet, C-A. 1986. Rencontre avec Industrie Valcartier inc. sur le problème du plomb de chasse. Compte rendu de réunion, Environnement Canada.

Estabrooks, S.R. 1987. Ingested Lead Shot in Northern Red-billed Whistling Ducks (Dendrocygna autumnalis) and Northern Pintails (Anas acuta) in Sinaloa, Mexico. J. Wildl. Diseases. 23(1):169.

Friend, M. non daté. Empoisonnement de la sauvagine par le plomb. Version française d'un vidéo produit par le U.S. Fish and Wildlife Service et présenté par le Service canadien de la faune (Environnement Canada) 14 p.

Godin, A.J. 1967. Test of grit types in alleviating lead poisoning in mallards. U.S. Fish Wildl. Serv., Spec. Sci. Rpt.- Wildl. 107. Washington, D.C. 9 pp.

Hebert, C.E. ,V.L. Wright, P.J. Zwank, J.D. Newsom and R.L. Kasul. 1984. Hunter performance using steel and lead loads for hunting ducks in coastal Louisiana. J. Wildl. Manage. 48(2): 388-398.

Holmes, R.S. 1975. Lead poisonning in waterfowl. Dosage and dietary study. Summary of Illinois Natural History Survey Study 1948-1953. Joint

Report of Illinois Natural History and Olin Corporation, Winchester Group. 70 pp.

Humburg, D.D., S.L. Sheriff, P.H. Geissler, and T. Roster. 1982. Shotshell and shooter effectiveness: Lead vs. steel shot. Wildlife Soc. Bull. 10(2):121-126.

Irby, H.D., L.N. Locke and G.E. Bagley. 1967. Relative toxicity of lead and selected substitude shot types of game-farm mallards. J. Wildl. Manage. 31(2):153-157.

Jordan, J.S. and F.C. Bellrose. 1950. Shot alloys and lead poisoning in waterfowl. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 15:155-170.

Jordan, J.S. 1951. Lead poisoning in wild waterfowl. Ill. Nat. Hist. Surv. Biol. Notes: No.26. 27pp.

Kirby, R.E., H.H. Obrecht III and M.C. Perry. 1983. Body shot in Atlantic brant. J. Wildl. Manage. 47(2)527-530

Kirby, R.E., J.H. Riechman and T.W. Schoenfelder. 1981. Recuperation from crippling in ducks. Wildl. Soc. Bull. 9(2):150-153.

Lapointe, J. 1986. Présence de projectiles dans les gésiers de différentes espèces de canards en migration dans la région de Rouyn-Noranda, Québec. 8 p.

Low, J.B. et G. Studinski. 1967. Lead shot, its settlement, oxidation, and general availability to waterfowl. BSF&W, Utha Coop. Wildl. Res. Unit. Spec. Rep. 20. 7p. + tables.

Mikula, E.J., G.F. Martz and L.A. Ryel. 1977. A comparaison of lead and steel shot for waterfowl hunting. Wildl. Soc. Bull. 5(1):3-8.

Nadeau, M. 1987. Etude de l'intoxication de la sauvagine par les billes de plomb et analyse des résultats obtenus sur des canards fréquentant la baie du Havre aux Basques (Iles-de-la-Madeleine). Université du Québec à Rimouski, pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche; 47 p.

National Wildlife Health Laboratory. 1984. Bald Eagle Mortality Report 1963-1984. 19 p.

Nicklaus, R.H. 1976. Effects of lead and steel shot on shooting of flighted Mallards. Wildl Monogr. 51:22-29.

Pattee, O.H. and S.K. Hennes. 1983. Bald eagles and waterfowl: the lead shot connection. Trans. N. Amer. Wildl. and Nat. Resour. Conf. 48:230-237.

Perry, M.C. and J.W. Artman. 1979. Incidence of embedded and ingested shot in oiled ruddy ducks. 43(1):266-269.

Perry, M.C. and P.H. Geissler. 1980. Incidences of embedded shot in Canvas-backs. J. Wildl. Manage. 44(4):888-894.

Platt, J.B. 1976. Bald eagles wintering in a Utha desert. Amer. Birds. 30(4):783-788.

Québec, non daté. Plan directeur pour la conservation et la mise en valeur de la région du lac Saint-Pierre. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 135 p. + 38 annexes.

Roscoe, D.E., S.W. Nielson, A.A. Lamola and D. Zuckerman. 1979. A simple quantitative test for erythrocyte protoporphyrin in lead poisoned ducks. J. Wildl. Diseases. 15(1):127-136.

Sanderson, G.C. 1983. Lead and soil, a saving combination.

Sanderson, G.C. 1986. Personal correspondence to MBMO in U.S. FWS 1985

Scheuhammer, A. 1987. Evaluation of the Red Blood Cell ALA-d Activity Ratio as an Indicator of Pb Exposure in Wild Birds. Progress Report, 3 p.

U.S. FWS. 1976. Final environmental statement, Proposed use of steel shot for hunting migratory birds in the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

U.S. FWS. 1985. Draft supplemental environmental impact statement, Use of steel shot for hunting migratory birds in the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

U.S. FWS. 1986. Final supplemental environmental impact statement, Use of steel shot for hunting migratory birds in the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Van Dyke, F. 1981. Mortality in crippled Mallards. J. Wildl. Manage.45(2): 444-453.

Verreault G. et G. Trépanier. 1987. Intoxication de la sauvagine par le plomb en Abitibi-Témiscamingue, Compte rendu du deuxième atelier

sur la petite faune tenu à la base de plein air La Vigie, du 23 au 26 mars 1987.

Wetmore, A. 1919. Lead poisoning in waterfowl. U.S. Dept. Agr. Bull. 793. 12p.

Windingstad, R.M. and L.S. Hinds III. 1987. Lead poisoning in Canada Geese on Plum Island, Massachusetts. J. Wildl. Diseases. 23(3):438-442.

White, D.H. and R.C. Stendell. 1977. Waterfowl exposure to lead and steel shot on selected hunting areas. J. Wildl. Manage. 41(3):469-475.

ANNEXE

Figure 1. Enveloppe de collecte

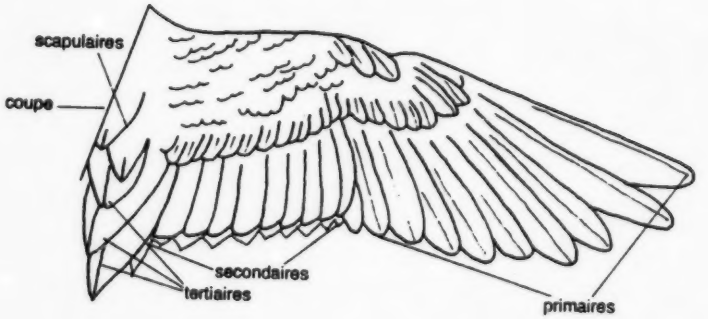
Gouvernement du Québec
Ministère du Loisir,
de la Chasse et de la Pêche
Direction de la gestion des espèces et des habitats

Nom du chasseur
Région
Endroit de chasse
Date de chasse

NOTE

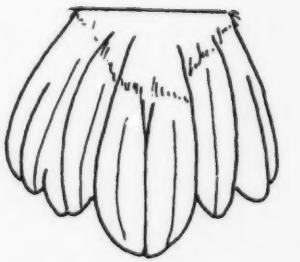
1. Mettre le gésier (partie musculaire de l'estomac) dans le sac de plastique.
2. Insérer le sac avec l'aile (canard) ou les plumes de la queue (oie, bernache) dans l'enveloppe.
3. Inscrire les renseignements demandés sur l'enveloppe.
4. Garder au congélateur.

CANARDS



Pour les canards, couper l'aile à l'endroit indiqué et placer celle-ci dans l'enveloppe avec le gésier.

OIES OU BERNACHES



Pour les oies et les bernaches arracher les plumes de la queue et les placer dans l'enveloppe avec le gésier.

Ministère du Loisir,
de la Chasse et de la Pêche
Direction de la gestion des espèces et des habitats

SP 1560-08-89